

ARLENE ALFARO ANDRADE

**DINÂMICA DA DECOMPOSIÇÃO DA PALHADA DE AVEIA PRETA E
AZEVÉM NO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, pelo Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Produção Vegetal do Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Adelino Pelissari

CURITIBA

2004



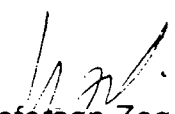
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE FITOTECNIA E FITOSSANITARISMO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
PRODUÇÃO VEGETAL

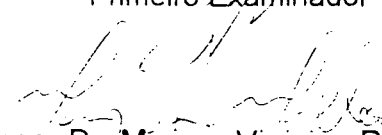
PARECER

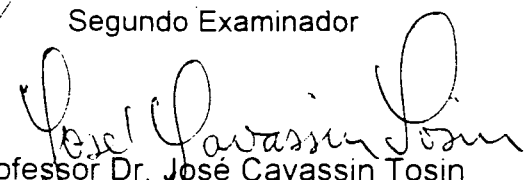
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal, reuniram-se para realizar a arguição da Dissertação de MESTRADO, apresentada pela candidata **ARLENE ALFARO ANDRADE**, sob o título "**DECOMPOSIÇÃO E DINÂMICA DE NUTRIENTES DA PALHADA DE AVEIA-PRETA E AZEVÉM NO SISTEMA INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**", para obtenção do grau de Mestre em Ciências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

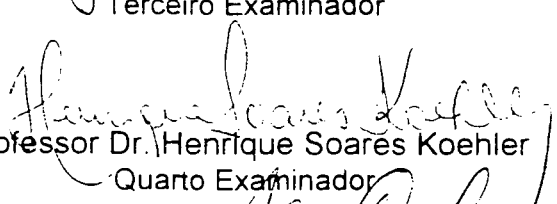
Após haver analisado o referido trabalho e arguido a candidata são de parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação.

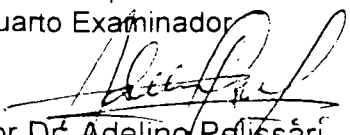
Curitiba, 27 de Fevereiro de 2004.


Professor Dr. Jeferson Zagonel
Primeiro Examinador


Professor Dr. Marcos Vinicius Ribas Milleo
Segundo Examinador


Professor Dr. José Cavassin Tosin
Terceiro Examinador


Professor Dr. Henrique Soares Koehler
Quarto Examinador


Professor Dr. Adelino Pelissari
Presidente da Banca e Orientador

Com eterna gratidão

Aos meu pai Guillermo

À minha mãe Johanna

Com eterno amor

À minha filha Luma

Ao meu esposo e colega

de profissão Marcelo

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo, agradeço à Deus que sempre ilumina meu caminho.

Ao professor Adelino Pelissari, pela orientação, amizade e oportunidade proporcionada.

Aos professores e amigos Amir Pissaia, Jeferson Zagonel e Henrique Soares Koehler pela co-orientação de grande valia.

Ao professor da Ohio State University , Mark Sulc pelo grande apoio na execução dos trabalhos.

Ao professor Aníbal de Moraes exemplo de caráter e profissionalismo.

Aos estagiários e futuros colegas de profissão Jonas Sylvio Werpaschowski, Manuel Bianchini Magalhães, Max Sander Souto e Vanessa Ramos, pela imensurável ajuda nas avaliações à campo e análises laboratoriais.

Aos funcionários dos laboratórios Aldair, Roberto e Emília e da secretaria Lucimara e Lurdinha pelo auxílio durante estes anos.

Aos funcionários da Fazenda Escola da UEPG na execução dos trabalhos à campo.

Aos meus queridos pais pelo apoio, dedicação e amor como pais e avós.

Ao meu esposo, meu grande amigo e pai maravilhoso pelo incentivo, amor e compreensão em todos os momentos.

Imensamente obrigado.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----|
| LISTA DE FIGURAS..... | vi |
| LISTA DE TABELAS..... | vii |
| LISTA DE ABREVIATURAS..... | x |
| RESUMO..... | xi |
| ABSTRACT..... | xii |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 2 |
| 2.1 COBERTURA VEGETAL NO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO..... | 2 |
| 2.2 DINÂMICA DA DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA..... | 4 |
| 2.2.1 Fatores Químicos, Físicos e Biológicos Envolvidos na Decomposição..... | 4 |
| 2.2.2 Mineralização e Imobilização..... | 9 |
| 2.2.3 Humificação..... | 11 |
| 2.3 INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA E A CICLAGEM DE NUTRIENTES..... | 12 |
| 2.4 NUTRIENTES NA FITOMASSA..... | 18 |
| 2.4.1 Fósforo (P)..... | 18 |
| 2.4.2 Potássio (K)..... | 24 |
| 2.4.3 Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)..... | 27 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS..... | 29 |
| 3.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO..... | 29 |
| 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO CLIMA E DO SOLO..... | 29 |

| | |
|--|-----------|
| 3.3 DADOS METEREOLÓGICOS..... | 29 |
| 3.4 ÁREA EXPERIMENTAL..... | 30 |
| 3.4.1 Área de Inverno..... | 31 |
| 3.4.1.1 Animais..... | 31 |
| 3.4.1.2 Dessecação da Área..... | 32 |
| 3.4.2 Área de Verão..... | 32 |
| 3.4.2.1 Tratos Culturais..... | 32 |
| 3.5 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL..... | 33 |
| 3.6 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO..... | 33 |
| 3.6.1 Fitomassa Aérea da Cultura de Inverno..... | 33 |
| 3.7 ANÁLISE DA PALHADA..... | 34 |
| 3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA..... | 35 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 36 |
| 4.1 RELAÇÃO C/N DA PALHADA..... | 37 |
| 4.2 RELAÇÃO C/P DA PALHADA..... | 37 |
| 4.3 BIOMASSA VEGETAL AÉREA..... | 38 |
| 4.4 FÓSFORO TOTAL..... | 42 |
| 4.5 POTÁSSIO..... | 47 |
| 4.6 CÁLCIO..... | 52 |
| 4.7 MAGNÉSIO..... | 56 |
| 5 CONCLUSÕES..... | 61 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 62 |
| Anexos..... | 76 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|----------|---|----|
| FIGURA 1 | Precipitação pluvial e temperatura média do ar de outubro de 2002 a abril de 2003, Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 30 |
| FIGURA 2 | Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}), com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 39 |
| FIGURA 3 | Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0), com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 39 |
| FIGURA 4 | Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 41 |
| FIGURA 5 | Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 41 |
| FIGURA 6 | Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}), com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 44 |
| FIGURA 7 | Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0), com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 44 |
| FIGURA 8 | Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 46 |
| FIGURA 9 | Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 46 |

| | | |
|-----------|--|----|
| FIGURA 10 | Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 48 |
| FIGURA 11 | Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 48 |
| FIGURA 12 | Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 50 |
| FIGURA 13 | Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 50 |
| FIGURA 14 | Porcentagem de Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 53 |
| FIGURA 15 | Porcentagem Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 53 |
| FIGURA 16 | Porcentagem de Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 55 |
| FIGURA 17 | Porcentagem de Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 55 |
| FIGURA 18 | Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 57 |
| FIGURA 19 | Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 58 |

| | | |
|-----------|--|----|
| FIGURA 20 | Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 59 |
| FIGURA 21 | Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 59 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|----------|---|----|
| TABELA 1 | Histórico da rotação de culturas em sistema de plantio direto realizada nos anos de 1999 a 2003 na Fazenda Escola da UEPG, Ponta Grossa, PR, 2002/2003.... | 30 |
| TABELA 2 | Descrição dos tratamentos onde foram dispostos os "litter bags" no sistema de integração lavoura-pecuária com e sem pastejo (CP e SP), com e sem nitrogênio na pastagem (I_{150} e I_0), com e sem nitrogênio na cultura do milho (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 31 |
| TABELA 3 | Descrição das épocas de coleta da palhada de aveia preta (<i>Avena strigosa</i> Schreb) + azevém (<i>Lolium multiflorum</i> L.) na cultura do milho, Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 33 |
| TABELA 4 | Relação C/N e C/P da 1ª amostragem da fitomassa aérea de aveia preta + azevém nos tratamentos com e sem pastejo (CP e SP) e com e sem adubação nitrogenada na cultura de inverno (I_{150} e I_0), Ponta Grossa, PR, 2002..... | 37 |
| TABELA 5 | Quantidade média de biomassa aérea de aveia preta + azevém ($t.ha^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 38 |
| TABELA 6 | Quantidade média de biomassa aérea de aveia preta + azevém ($t.ha^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_0 e V_{150}), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 40 |
| TABELA 7 | Quantidade média de fósforo da fitomassa aérea de aveia preta + azevém ($kg.ha^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 43 |
| TABELA 8 | Quantidade média de fósforo da fitomassa aérea de aveia preta + azevém ($kg.ha^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 45 |

| | | |
|-----------|---|----|
| TABELA 9 | Quantidade média de potássio da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha^{-1}) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 47 |
| TABELA 10 | Quantidade média de potássio da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha^{-1}) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 49 |
| TABELA 11 | Quantidade média de cálcio da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha^{-1}) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 52 |
| TABELA 12 | Quantidade média de cálcio da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha^{-1}) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 54 |
| TABELA 13 | Quantidade média de magnésio da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha^{-1}) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 57 |
| TABELA 14 | Quantidade média de magnésio da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha^{-1}) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003..... | 58 |

LISTA DE ABREVIATURAS

| | |
|------------------|---|
| C | Carbono |
| Ca | Cálcio |
| CP | Com pastejo no inverno |
| I ₀ | Sem nitrogênio aplicado na pastagem de inverno (aveia preta+azevém) |
| I ₁₅₀ | Com nitrogênio aplicado na pastagem de inverno (aveia preta+azevém) |
| K | Potássio |
| Mg | Magnésio |
| MO | Matéria orgânica |
| N | Nitrogênio |
| P | Fósforo |
| SP | Sem pastejo no inverno |
| SPD | Sistema de plantio direto |
| V ₀ | Sem nitrogênio aplicado na cultura de verão (milho) |
| V ₁₅₀ | Com nitrogênio aplicado na cultura de verão (milho) |

RESUMO

Visando avaliar a decomposição e dinâmica de nutrientes (P, K, Ca e Mg) da palhada da cobertura de inverno de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) em mistura com azevém (*Lolium multiflorum* L.) no sistema de integração lavoura-pecuária, foi conduzido um experimento no período de outubro de 2002 a abril de 2003, na Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, PR. O delineamento foi de blocos ao acaso com parcelas subdivididas no tempo, com 8 tratamentos e 4 repetições. Nas parcelas foram aplicados tratamentos com e sem pastejo, com duas doses de nitrogênio (0 e 150 kg.ha⁻¹) na pastagem e duas doses de nitrogênio (0 e 150 kg.ha⁻¹) na cultura do milho. Um dia após o plantio foram colocados em cada tratamento, 10 sacos de decomposição ("litter bags") de 20cm x 20cm e malha 2mm² contendo aproximadamente 10 g da palhada, dispostos nas entrelinhas da cultura do milho sobre a superfície do solo e coletados dois em cada época durante o ciclo da cultura. A primeira época corresponde a amostragem inicial (zero dias) e as demais aos 18, 39, 69, 98 e 132 dias da colocação dos "litter bags" à campo. Os resultados das avaliações foram submetidos a análise de variância, comparação das médias pelo teste de Tukey e ajuste por meio de regressão de um polinômio de 2º grau. A decomposição da fitomassa aérea da aveia preta + azevém é um bom indicativo da reciclagem de nutrientes no sistema. A cobertura do solo com aveia preta em mistura com azevém perdeu em média metade da fitomassa aérea em 132 dias de decomposição durante o ciclo da cultura do milho. O K apresentou a maior dinâmica entre os elementos estudados, com 10% em média do K remanescente nos tecidos nos 39 primeiros dias da decomposição da palhada.

Palavras-chave: *Avena strigosa*, biomassa, litter bag, *Lolium multiflorum*, mineralização.

ABSTRACT

The experimental objective was to evaluate decomposition over time of nutrients (P, K, Ca, Mg) in aboveground residue from a black oat (*Avena strigosa* Schreb) and annual ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) mixed pasture in integrated livestock grazing – row crop production systems. The experiment was conducted from October 2002 to April 2003 at the Fazenda Escola of the Universidade Estadual de Ponta Grossa, PR. Eight treatments were arranged in a randomized complete block design with four replicates, with sampling dates as split-plots in time. Treatments consisted of grazing or no grazing with two nitrogen rates (0 and 150 kg.ha⁻¹) applied to the winter pasture and two nitrogen rates (0 and 150 kg.ha⁻¹) applied to the subsequent corn crop (*Zea mays* L.). One day after corn planting, 10 nylon bags (“litter bags”, 20 x 20cm with a 2mm² mesh) containing 10 g of aboveground pasture residue from the treatments were placed in the corresponding plots on the soil surface between the corn rows. Two bags from each plot were collected at intervals during the corn growing season, specifically on 0, 18, 39, 69, 98 e 132 days from their placement in the field. Results were submitted to analysis of variance, mean separation accomplished with Tukey’s test, and quadratic regression used to describe response over time. Decomposition of aboveground residue of black oat + annual ryegrass is a good indicator of nutrient cycling in the system. The covering of the soil with black oat in mixture with annual ryegrass, lost on average half of the aerial aboveground residue in 132 days of decomposition during the cycle of the culture of the corn. K presented the largest dynamics among the studied elements, with 10% on average of remaining K in the tissues in the first 39 days of the aboveground pasture residue decomposition.

Key words: *Avena strigosa*, biomass, litter bag, *Lolium multiflorum*, mineralization.

1 INTRODUÇÃO

A agricultura brasileira têm passado por uma fase de crescimento e desenvolvimento, abrindo novas fronteiras e gerando maior renda aos agricultores. As exportações de diversas *commodities* têm colocado a agricultura nacional no patamar das produções mundiais.

No entanto, ainda há muito o que fazer no âmbito da agricultura e pecuária no que diz respeito a produção sustentável.

Com o advento do plantio direto, ocorreu uma melhoria muito grande nos ecossistemas agrícolas, proporcionado, pela rotação de culturas, pelo não revolvimento dos solos e pela cobertura vegetal na superfície. Isso resulta em redução da erosão, na melhor infiltração e da estrutura dos agregados e ainda permite, por meio da decomposição da matéria orgânica, o aumento da reciclagem de nutrientes no sistema.

Mais recentemente, a integração lavoura-pecuária veio agregar ao agricultor e ao pecuarista, além da renda adicional, benefícios a sustentabilidade do agroecossistema pastoril. Por meio de manejo adequado, promovendo uma rotação mais dinâmica e sustentável, aliado as vantagens da biomassa vegetal proporcionadas pelo plantio direto, o animal tem importância primordial na reciclagem de nutrientes, pela deposição dos excrementos, que antes eram deixados em áreas improdutivas, agora retornam ao meio ambiente como nutrientes prontamente disponíveis para a pastagem ou para a cultura sucessora.

Porém, esta biodiversidade que ocorre no contexto solo-planta-animal, principalmente pela reciclagem dos nutrientes ainda foi pouco avaliada, necessitando incrementar a pesquisa para ser melhor compreendida. Neste sentido, considera-se como hipótese que na integração lavoura-pecuária, manejos diferenciados poderão influenciar na decomposição da palhada e conseqüente reciclagem dos nutrientes para o sistema.

Este trabalho objetivou estudar a dinâmica dos nutrientes pela decomposição da cobertura vegetal no sistema de integração lavoura-pecuária.

Os objetivos específicos foram avaliar a decomposição da biomassa vegetal aérea de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) em consórcio com azevém (*Lolium multiflorum* L.) no decorrer do tempo no ciclo da cultura do milho e quantificar os macronutrientes P, K, Ca e Mg remanescentes nos resíduos durante a decomposição da fitomassa aérea.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 COBERTURA VEGETAL NO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

A semeadura direta é uma das práticas mais antigas na agricultura. As primeiras observações sobre o sistema de plantio direto (SPD) foram reportadas por KLINGMAN em meados de 1940, citado por PHILIPS e PHILIPS (1984), mostrando vantagens não somente na conservação do solo, como na produtividade das culturas (SÁ, 1993). O sistema plantio direto, começou a ser desenvolvido na década de 70, com o surgimento do herbicida paraquat, que veio substituir o preparo do solo no controle de plantas daninhas. No Brasil, as regiões de Castro e Ponta Grossa, no Estado do Paraná, foram as que apresentaram maior crescimento inicial do sistema, por iniciativa dos produtores rurais (EMBRAPA, 1998).

O objetivo inicial do plantio direto era apenas o controle da erosão, que é um dos principais processos de degradação do solo, sendo favorecida pelos sistemas de produção que incluem o revolvimento do solo. Hoje, porém, tem-se buscado uma agricultura mais rentável, que viabilize os cultivos de verão e também de inverno. A utilização deste sistema tem se difundido nos últimos anos, garantindo a produção em um sistema que busca a sustentabilidade.

A viabilidade do sistema plantio direto é alcançada quando altas quantidades de palhada são produzidas e mantidas na superfície do solo (CERETTA, 1998). Neste sistema, a manutenção dos resíduos na superfície e o não revolvimento do solo provocam, com o passar dos anos, modificações químicas, físicas e biológicas que afetam a dinâmica dos nutrientes no solo (NOLLA e ANGHINONI, 2003).

O efeito da palhada é também efetivo para reduzir as amplitudes térmicas e as perdas evaporativas (CÁPRIO et al., 1985; SCOPEL et al., 1998) modificando notavelmente o balanço hídrico do solo.

SÁ (1993) cita que no sistema de plantio direto o acúmulo de material orgânico na superfície do solo proporciona aumento da atividade biológica, transformando os resíduos das culturas em húmus e liberando nutrientes em formas solúveis para a absorção das plantas.

Quando o sistema plantio direto é adotado, uma das primeiras alterações que ocorrem em relação ao sistema convencional é a manutenção dos restos culturais sobre a

superfície do solo, que provoca modificação do microclima em relação às plantas cultivadas (SEDIYAMA e PRATES, 1986), por causa da grande influência no regime hidrotérmico do solo, conservando a umidade diretamente, reduzindo a evaporação e aumentando a infiltração de água no solo (PRIMAVESI et al., 2002). Com isto, toda a dinâmica dos nutrientes é alterada, especialmente pelo aumento da matéria orgânica do solo (SÁ, 1993) e manutenção da cobertura morta com conseqüente aumento da atividade biológica (CATTELAN e VIDOR, 1990; BALLOTA et al., 1996).

Ao contribuir para a diminuição da oxidação da matéria orgânica, o SPD destaca-se como estratégia eficaz para promover a melhoria das propriedades físicas (agregação, porosidade, aeração, infiltração de água), o aumento da CTC, a liberação gradativa de nutrientes, a construção de um reservatório de P lábil no perfil cultural do solo e a correção da acidez por processos organo-químicos sem a necessidade de incorporar-se os corretivos ao solo (MUZILLI, 2002).

Um dos aspectos importantes do plantio direto é que o recobrimento do solo com resíduos de palha, permite ao longo do tempo a maior estabilidade dos agregados. Em condições tropicais e subtropicais, destaca-se o aumento da eficiência da ciclagem dos nutrientes, seja dos fertilizantes ou do próprio solo (CHUEIRI e VASCONCELLOS, 2000). Este fato está relacionado a redução das perdas de nutrientes por erosão (DEBARBA e AMADO, 1997) e lixiviação (CAMARGO et al., 1989), assim como alterações induzidas na dinâmica dos nutrientes (AMADO e SANTI, 2000).

Em trabalhos realizados por SALET et al. (1999), NOLLA e ANGHINONI (2003), HENS e MERCKY (2002) verificaram que os ácidos orgânicos da matéria orgânica, que se acumulam na superfície do solo sob sistema plantio direto, podem contribuir efetivamente na complexação de grande parte do alumínio em solução. A manutenção do solo constantemente coberto provoca aumento na concentração na camada superficial do solo, especialmente P e Ca. Este acúmulo pode estar contribuindo para diminuir o efeito da acidez do solo nesse sistema pela formação de precipitado $\text{Al}(\text{OH})_2\text{H}_2\text{PO}_4$, devido à alta afinidade química entre ambos e pelo efeito fisiológico e desintoxicante do Ca (NOLLA e ANGHINONI, 2003).

VIEIRA et al. (2003) em experimento com sistemas de cultura concluíram que os valores de pH foram mais elevados na camada de 0-2,5 cm para o SPD. Segundo o autor, tal fato pode ser explicado devido ao tamponamento do pH pela matéria orgânica e pelos ácidos orgânicos.

A prática da rotação de culturas pode ser importante no controle de pragas, doenças e plantas daninhas, assim também como forma de manejo da fertilidade do solo, pela

capacidade de reciclar os nutrientes minerais da camada arável e os que tenham percolado para horizontes abaixo dela (BORKERT et al., 2003). Esta ciclagem é favorecida pela exploração de um maior volume de solo pelas raízes, maior produção de palhada, redistribuição vertical dos nutrientes no perfil e modificações químicas induzidas na rizosfera que aumentam a disponibilidade de nutrientes, principalmente quando culturas de cobertura são utilizadas. A escolha de plantas para atender a esta finalidade depende, dentre outros fatores, do potencial de produção de fitomassa e da capacidade de absorção e acúmulo de nutrientes (MAGALHÃES, 2003).

De acordo com SÁ (1993) a influencia dos resíduos na atividade biológica é diretamente proporcional a sua relação C/N, que em uma rotação influi na taxa de mineralização dos resíduos orgânicos, na imobilização e na liberação de nitrogênio no solo. DERPSCH (1991) cita que, quanto maior for a relação C/N, maior será o período de permanência do resíduo no campo. O aporte de N contribui diretamente na quantidade de C e N adicionada via resíduos, uma vez que existe uma estreita relação entre a produtividade de grãos e matéria seca de resíduos (BAYER et al., 2001).

2.2 DINÂMICA DA DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

2.2.1 Fatores Químicos, Físicos e Biológicos Envolvidos na Decomposição

A fotossíntese é um processo essencial para adição de carbono (C) ao solo, no qual as plantas utilizam a energia luminosa, água e CO₂ para formação de carboidratos.

A matéria orgânica (MO) do solo contribui significativamente no balanço global de C e é a maior componente envolvida no ciclo de C da Terra. O carbono acumulado nas plantas é ciclado no ecossistema terrestre sendo uma parte armazenada temporariamente no solo na forma de matéria orgânica, da qual é o principal constituinte com 58% (REICOSKY, 1999).

CAMARGO et al. (1999) ressaltam que cerca de 10 a 15% da reserva total do carbono orgânico nos solos minerais é constituída por macromoléculas (proteínas e aminoácidos, carboidratos simples e complexos), e 85 a 90% pelas substâncias húmicas propriamente ditas.

Dependendo das práticas agrícolas que são utilizadas o solo irá agir como um dreno ou uma fonte de CO₂ para a atmosfera (AMADO e SANTI, 2000). O plantio direto é uma das práticas mais eficientes em promover o seqüestro de carbono em solos agrícolas (AMADO,

1999), transformando o CO₂ atmosférico em substratos orgânicos reduzidos, ricos em energia (SIQUEIRA e FRANCO, 1988), funcionando assim como um dreno de CO₂.

Estes compostos orgânicos assimilados na fotossíntese são decompostos inicialmente por processos químicos que se operam logo após a morte dos tecidos e ocasionam amarelecimento, secamento e um ataque inicial por microrganismos. Posteriormente ocorrem transformações mecânicas com a fragmentação e incorporação dos resíduos ao solo pela macrofauna e finalmente a ação biológica pelos microrganismos (MIYASAKA, 1983). Este processo libera os elementos minerais que podem ser reaproveitados pela cultura sucessora.

Segundo SCHNITZER (1978) os resíduos adicionados ao solo são quebrados até seus componentes orgânicos básicos pelas enzimas extra-celulares produzidas pelos organismos heterotróficos, promovendo a quebra das macromoléculas em monômeros. Para gerar energia outros organismos oxidam estas unidades maiores por meio de enzimas intra-celulares, que usam parte desta energia e carbono para produção de biomassa (células microbianas) e proliferação, sendo a outra parte liberada para a atmosfera na forma de CO₂, completando o ciclo do carbono (SIQUEIRA e FRANCO, 1988).

PRIMAVESI (1984) reportou que a decomposição da matéria orgânica por microrganismos é feita por meio de enzimas do meio como urease, catalase, invertase, fosfatase e outras, que se apresentam mais ativas com pH entre 5,0 e 6,0. LYNCH (1986) e VOSS (1987) citaram que cerca de 50 tipos de enzimas foram comprovadas como ativas no solo, entre as quais incluem-se óxido-redutases, hidrolases e transferases.

Segundo SOLLINS et al. (1996) a decomposição pode ser definida como sendo a reunião de todos os processos, principalmente a despolimerização e as reações oxidativas, pelos quais moléculas relativamente grandes, tais como as poli-aromáticas, carboidratos, lipídios e proteínas, provenientes tanto de dentro das células quanto as livres no ambiente do solo, são convertidas em moléculas menores, mais simples, como os ácidos carboxílicos, aminoácidos e CO₂.

A velocidade com que um resíduo é consumido pela microbiota depende da constituição química e das condições ambientais. Outros fatores como a disponibilidade de nutrientes minerais, os microrganismos envolvidos, pH, aeração, textura, temperatura, umidade e manejo do solo, a presença de compostos antimicrobianos (SIQUEIRA e FRANCO, 1988) e a relação C/N do resíduo da planta (OADES, 1988), controlam a cinética da decomposição da matéria orgânica no solo. Outros autores ainda citam como agentes do processo de decomposição, fatores como o vento, o uso do solo pela fauna, a fragmentação física (DOUGLAS JUNIOR et al., 1980) e a lixiviação (CHRISTENSEN, 1986).

Os compostos de fácil decomposição sucumbem rapidamente produzindo, de início substâncias intermediárias e, por fim, os produtos mais simples. Os compostos como óleos, gorduras, resinas e especialmente a lignina, são mais resistentes e tendem a persistir (MIYASAKA, 1983). Segundo OADES (1988), as taxas de decomposição variam muito, mesmo para substratos simples como a glicose. Polímeros, tais como polifenóis, celulose e proteínas (pela interação com polifenóis), são decompostos mais lentamente e sua resistência para a decomposição aumenta de acordo com a sua complexidade. HARPER e LYNCH (1981) reportaram que a lignina está espacialmente inacessível e provavelmente, também quimicamente recalcitrante aos microrganismos durante os estádios iniciais do processo, decompondo-se muito pouco durante o primeiro ano após a sua incorporação no solo e, conseqüentemente, a análise do percentual de lignina num material em decomposição constitui um bom índice do estado de decomposição.

A matéria orgânica do solo tem uma parte preponderante em todos os aspectos da fertilidade do solo, isto é, química, biológica e física, já que constitui o principal receptor de nutrientes para as plantas (CHENG, 1977). MUZILLI (2002) cita a melhoria do estado de agregação, aumento da CTC-dependente de pH, suprimento de nitrogênio, melhoria na disponibilidade de P e neutralização da acidez.

Muitos fatores físicos ou ambientais governam a cinética da decomposição (LYNCH, 1986). A maioria dos fatores ambientais que afetam a decomposição de resíduos orgânicos estão relacionados à sua ação sobre a atividade dos microrganismos decompositores. São eles: a temperatura, a umidade, o teor de matéria orgânica do solo, a localização do material adicionado, o potencial de oxi-redução do solo e outros fatores como quantidade e qualidade dos resíduos (HOLTZ, 1995; MUZILLI, 2002).

A microflora e microfauna do solo tem uma importante função na reciclagem dos elementos minerais, pois a liberação de nutrientes dos resíduos animais e vegetais é dependente da atividade microbiana. Bactérias utilizam substratos orgânicos mais prontamente degradáveis ou os nutrientes solúveis disponíveis. Já fungos e actinomicetos decompõem materiais mais resistentes tais como celulose, hemicelulose e lignina. Besouros, minhocas e outros decompositores aumentam as taxas de decomposição de fezes e serrapilheira pela mistura deles com o solo (FOLLET e WILKINSON, 1995).

Muito embora a análise da decomposição diga respeito ao desaparecimento do substrato, é conveniente que se considere a dinâmica do crescimento microbiano quando se interpreta a decomposição (LYNCH, 1986). Estes microrganismos não ocorrem livres na solução do solo. As bactérias se concentram dentro ou próximas aos peletes fecais da pedofauna, em remanescentes da parede celular das raízes, embebidas no mucigel e em

colônias, nos pequenos espaços vazios formados entre as partículas do solo, nos agregados argila-matéria orgânica. Os fungos predominam na rizosfera e nos poros do solo próximos às raízes e os protozoários, principais representantes da microfauna, ocorrem na rizosfera e cordões miceliais dos fungos. Nos agregados, as bactérias esporulantes, actinomicetos e fungos predominam na superfície, enquanto bactérias Gram negativas predominam no seu interior (SIQUEIRA e FRANCO, 1988).

A mesofauna do solo compreende ácaros, colêmbolos, alguns grupos de miriápodes, aracnídeos e diversas ordens de insetos, alguns oligoquetos e crustáceos. Esse conjunto de organismos, apesar de extremamente dependente da umidade do solo, é caracteristicamente terrestre. As atividades tróficas destes animais incluem tanto o consumo de microrganismos e da microfauna como a fragmentação de material vegetal em decomposição (CORREIA e ANDRADE, 1999).

De acordo com SIQUEIRA e FRANCO (1988) a atividade microbiana no solo resulta da somatória da atividade das células individuais, que pode ser estimada por medições do metabolismo global do solo ou da quantificação de certos processos específicos, como:

- a) Taxa de respiração ou respiração edáfica, que é medida pela liberação de CO_2 ou consumo de O_2 ;
- b) Produção de ATP, liberação de calor e biossíntese de macromoléculas, como proteínas e ácidos nucleicos;
- c) Taxa de transformação do N, como amonificação, nitrificação, desnitrificação e fixação biológica de nitrogênio (atividade da nitrogenase);
- d) Consumo de substratos e acúmulo de produtos específicos;
- e) Taxa de mineralização do P e outros nutrientes;
- f) Taxa de decomposição da matéria orgânica, produção e acúmulo de húmus;
- g) Atividade enzimática global e específica;
- h) Densidade populacional: número de células viáveis, número total de células, biomassa, taxa de crescimento e distribuição, taxa de manutenção, tempo de geração de toda a comunidade ou de organismos específicos do solo.

Fatores como a luz e insolação direta prejudicam a microfauna (HAAG, 1985). Em temperaturas acima de 20°C predominam as bactérias e abaixo, predominarão os fungos.

Segundo FASSBENDER (1984), a temperatura crítica para decomposição estaria em torno de 25°C , abaixo da qual haveria acúmulo e acima a redução da matéria orgânica do solo. O mesmo autor afirmou que entre 30°C e 40°C se daria a velocidade máxima de decomposição. A influência da umidade do solo e da temperatura ambiente sobre a taxa de decomposição de resíduos culturais foi demonstrada pelos estudos realizados por PARR e

PAPENDICK (1978), trabalhando com resíduos de trigo.

HAAG (1985) ainda cita que a decomposição dos resíduos é baixa durante o período de secas, mas é acelerada com o início da estação chuvosa, demonstrando como as variações climáticas influenciam na liberação dos nutrientes da matéria orgânica.

Dentre as variáveis que afetam a estrutura do solo, a matéria orgânica do solo parece ser o fator mais importante na formação e estabilidade dos agregados, que segundo TISDALL e OADES (1982), ocorre pelas ligações de polímeros orgânicos com a superfície inorgânica por meio de cátions polivalentes. A influência da matéria orgânica na agregação do solo é um processo dinâmico, sendo necessário o acréscimo contínuo de material orgânico para manter a estrutura adequada ao desenvolvimento das plantas. Sistemas de manejo de solo e de cultura, adequadamente conduzidos, proporcionam o aporte de material orgânico através de resíduos vegetais, além da ação benéfica das raízes das plantas e proteção oferecida à superfície do solo (CAMPOS et al., 1995).

Como o sistema plantio direto caracteriza-se pela manutenção de resíduos culturais e sensível diminuição das perdas de solo por erosão, têm-se observado acréscimos no teor de matéria orgânica no solo (GONÇALVES e CERETTA, 1999). RODRIGUES et al. (1997) em estudo de decomposição da matéria orgânica recebendo manejos distintos constataram que a taxa de decomposição foi mais alta no campo intensivamente manejado no início da cultura, mas decresceu para um nível significativamente inferior àquela observada no campo com baixo uso de insumos ao final da estação e verificaram que as populações de microartrópodes presentes no campo sob manejo intensivo sofreram queda abrupta em números, sendo praticamente eliminadas já no segundo mês de desenvolvimento da cultura.

Em relação à ciclagem biológica, o sistema de plantio direto tende à máxima conservação de nutrientes em um agroecossistema. O não-revolvimento do solo e a manutenção da palhada reduzem as perdas de nutrientes (ASSMANN e ASSMANN, 2002). A decomposição da palhada é uma variável importante neste processo, e é fundamental o conhecimento de sua dinâmica.

Neste trabalho as raízes de coberturas como a aveia e o azevém promovem a recuperação de nutrientes lixiviados através da absorção destes em profundidade, a exemplo do K, assim como permite a percolação de nutrientes da camada superficial para camadas inferiores do perfil do solo através dos canículos formados pelas raízes quando decompostas, visto claramente com o Ca no plantio direto.

Deste modo, verifica-se que a taxa de decomposição do material vegetal é um importante caminho para se determinar o ciclo de nutrientes minerais, indicando a eficiência do sistema. A decomposição de massa vegetal no solo pode ser estudada medindo-se

diretamente a perda de peso ou avaliando-se o $^{14}\text{CO}_2$ produzido a partir de material marcado com ^{14}C e as curvas de decomposição produzidas são geralmente bi ou polifásicas (LYNCH, 1986). Os estudos de decomposição em geral são feitos mediante a incubação do material vegetal em laboratório ou no campo por meio de "litter bags" (HOLTZ, 1995).

O método "litter bag" foi desenvolvido para elucidar a decomposição em sistemas de solos não perturbados, onde os resíduos são introduzidos no solo ou na superfície, confinados por meio de uma sacola de malha (MAGID et al., 1997).

Segundo DOUGLAS et al. (1980) o confinamento de resíduos vegetais em "litter bag" não promove alterações significativas em comparação as condições naturais do campo e, de acordo com BOCKOCK et al. (1960) este método é apropriado para tratamentos de palhada em superfície à campo, pois permite o acesso normal da fauna do solo.

DUBOC et al. (2003) avaliaram a decomposição de diversos resíduos e a efetividade de cápsulas porosas de cerâmica e sacos de tecido sintético ("litter bags"), usados para incubação dos resíduos. Concluíram que os métodos diferiram entre si quanto a decomposição do material que foi mais acelerada sob incubação em cerâmica do que em sacos de tecido, quanto ao teor de nutrientes (N, P e K) e relação C/N, mas não diferiram quanto ao conteúdo de matéria orgânica e de carbono orgânico.

De acordo com MAGID et al. (1997), o solo que entra nas sacolas durante sua permanência no campo, causa problemas para estimação da perda de peso do material. Assim, malhas de pequenos tamanhos são normalmente usadas, mas à parte de problemas analíticos, o confinamento do solo gera um microambiente que difere daqueles nos quais os resíduos estão em contato mais íntimo. No entanto LYNCH (1986) descreve que de preferência os sacos deveriam conter um pouco de solo, para que este proporcione um inoculo uniforme, devendo ser empregadas telas reticuladas de tamanhos distintos, para separar as contribuições de animais e de microrganismos, na decomposição.

Os resíduos culturais mantidos na superfície do solo apresentam maior resistência à decomposição do que quando incorporados ao solo. Ao longo de um ano e meio, a taxa de decomposição desses resíduos foi equivalente a 33% daquela dos resíduos incorporados (BROWN e DICKEY, 1970).

2.2.2 Mineralização e Imobilização

A liberação de nutrientes geralmente está relacionada com a decomposição e a mineralização. Mineralização é a produção de íons inorgânicos pela oxidação de compostos

orgânicos, ou seja, é a conversão de elementos ligados organicamente (C,N,S,P) para a forma mineral, de compostos inorgânicos (CO_2 , CH_4 , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , H_2S) (STEVENSON, 1986; ZECH et al., 1997).

A mineralização dos restos de culturas de cobertura, considerando somente os compartimentos planta e solo, é um sistema aberto com entrada de nutrientes via adubos e restos vegetais, que mineralizam em diferentes velocidades, sem considerar outras entradas, como a água da chuva. As saídas ocorrem pelas perdas por volatilização, lixiviação, percolação e escoamento por erosão laminar (BORKERT et al., 2003).

A mineralização é em parte contraposta pela imobilização definida como a assimilação de íons inorgânicos para dentro do tecido microbiano. Se há lenta mas contínua adição de resíduos de planta, a mineralização excede a imobilização resultando em pronta mineralização (YOUNG, 1976), situação em que íons tornam-se disponíveis para absorção pelas raízes, para transformações adicionais ou para sofrer lixiviação no solo (SIQUEIRA e FRANCO, 1988). De qualquer forma, os processos de mineralização e imobilização ocorrem simultaneamente (DUXBURY et al., 1989).

Também exercem influência na decomposição e na mineralização as características químicas do resíduo vegetal, como: a relação C/N, o teor de N, os teores de lignina e polifenóis, o teor de P e a relação C/P do material (WISNIEWSKI e HOLTZ, 1997).

A relação C/N do tecido está associada a taxa de decomposição de resíduos vegetais. Por isso, espécies não gramíneas como ervilhaca e nabo forrageiro possuem maior taxa de decomposição quando comparadas com gramíneas como aveia preta. O reflexo disso é a intensidade do fenômeno de imobilização de N, que é a principal causa da menor disponibilidade de N às plantas no sistema plantio direto, em relação ao sistema com revolvimento de solo (SALET et al., 1997).

GIACOMINI et al. (2003) observaram que nos resíduos culturais do consórcio aveia + ervilhaca, o P e o K foram liberados mais lentamente do que o observado nessas espécies em cultivo solteiro. Esses resultados indicam um maior potencial de sincronismo entre a demanda de P e K pelas culturas comerciais e a liberação desses nutrientes dos resíduos culturais provenientes de consórcios entre aveia e ervilhaca do que dos provenientes do cultivo isolado de ervilhaca, evidenciando a menor relação C/N da leguminosa.

Biomassas com relação C/N mais ampla possuem maior efeito agregante, devido à decomposição mais lenta e à formação de compostos orgânicos intermediários que estarão contribuindo para o aumento do teor de matéria orgânica no solo. Nessa situação, as gramíneas atuam de forma mais eficaz para promover a formação de agregados, tanto pela

ação direta das raízes como pelo suprimento de resíduos orgânicos mais duradouros e estáveis (MUZILLI, 1996).

Segundo MYERS et al. (1994) a decomposição de resíduos com concentração de N inferiores a 2% ou com uma relação C/N maior que 25 conduz inicialmente para uma imobilização de N mineral, enquanto materiais com concentração de N superiores a 2% ou com uma relação C/N menor que 25, libera o N mineral. De fato é conhecido que a concentração de N e relação C/N são os principais fatores que determinam a habilidade dos resíduos das plantas para fornecer N. Todavia há outros fatores que podem alterar esse fornecimento, como por exemplo concentração de lignina ou relação lignina/N.

No caso do N, que é um elemento muito móvel no sistema, e mesmo com as perdas que ocorrem, estima-se que 60% a 70% desse nutriente encontrado na biomassa vegetal heterotrófica é reciclado e novamente absorvido pelas plantas do cultivo seguinte (SPAIN e SALINAS, 1985).

2.2.3 Humificação

Após a decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, os compostos complexos, provenientes de materiais mais resistentes a decomposição, dão origem à substância que se denomina húmus. O húmus representa um estado indefinido e confuso da matéria orgânica do solo, formado por moléculas recalcitrantes, de origem vegetal e microbiana, combinadas por reações de polimerização e ressíntese, com compostos fenólicos derivados da lignina, como o fenil-propano, condensados com a ajuda de elementos metálicos a arranjos moleculares complexos e de grande estabilidade química (SIQUEIRA e FRANCO, 1988), apresentando uma meia-vida de mais de 1000 anos (CAMPBELL et al., 1967).

Não apenas microrganismos e plantas mas também animais do solo participam do processo de humificação, então o processo poderia ser visto como transformação física, química e biológica, ao invés de apenas microbiana e química (KUMADA, 1987).

GUERRA e SANTOS (1999) destacam os ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina como as três frações principais do carbono total do solo, sendo a humina representada por cerca de 30 a 80%. As substâncias húmicas interagem com o material mineral, interferindo, assim, na dinâmica de nutrientes no sistema solo-planta, e exercendo um papel primordial na manutenção da fertilidade do solo, termo cujo o conceito global se estende também as propriedades físicas e biológicas (MENDOZA, 1996).

2.3 INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA E A CICLAGEM DE NUTRIENTES NO SISTEMA

Considerando a reciclagem de minerais em um ecossistema da pastagem, a relação com o solo assume importância crucial. Assim, é importante considerar a interação solo-planta-animal no contexto da ecologia do pasto (NASCIMENTO Jr., 1998).

A característica de alta capacidade de ciclagem de nutrientes e da profundidade do sistema radicular das pastagens tem grande importância nas práticas culturais de manutenção (MACEDO, 2003). A recuperação ou manutenção dos teores de matéria orgânica e da capacidade produtiva do solo pode ser alcançada pela utilização de pastagens, ou, no caso de sistemas agrícolas intensos, pela utilização de métodos de preparo com pequeno, ou nenhum revolvimento e por sistemas de cultura com alta adição de resíduos vegetais, resultando, respectivamente, em menores taxas de perda e em maiores taxas de adição de matéria orgânica ao sistema solo (BAYER e MIELNICZULK, 1999).

As pastagens, além de terem grande potencial na produção de alimentos, representam uma forma racional de conservação e recuperação de solos degradados. Apresentam, por razão da cobertura do solo, uma proteção contra o impacto da gota de água da chuva, evitando a destruição superficial do solo. Leva a aumentos da taxa de infiltração, reduzindo o escoamento superficial e atenuando o fenômeno da erosão (MORAES, 1993).

As pastagens são complexos ecossistemas constantemente modificados pelas atividades do homem e utilização pelos animais (HAYNES e WILLIAMS, 1993) e o manejo do solo pelo uso de pastagens conduz a uma interação de fatores de natureza química, física e biológica do solo, de forma contínua e simultânea, de tal maneira que, modificações em qualquer um desses fatores provocarão mudanças nos demais (MORAES, 1993). Sendo os herbívoros um componente dos ecossistemas pastoris sua influência em tais sistemas pode ocasionar transformação de nutrientes, de taxa de ciclagem de nutrientes, de disponibilidade de nutrientes ocasionados por respostas das plantas ao pastejo (ASSMANN, 2001).

MONTEIRO e WERNER (1997) também reportam que em condições de adequado equilíbrio entre oferta e consumo de forragem, a reciclagem de nutrientes por meio dos resíduos vegetais assegura a manutenção de parte substancial dos nutrientes do sistema, favorecendo a sustentabilidade da produção de pastagens.

Portanto, o animal em pastejo é parte deste complexo sistema de produção, interrelacionando solo, planta, condições de tempo e outros componentes do ambiente, incluindo também outros animais (MARASCHIN, 1997). Ele é o compartimento que irá exercer grande influência na distribuição e reciclagem de nutrientes e por ser uma carga circulante sobre o solo, consome a produção primária de biomassa, com determinada eficiência de utilização e retorna uma massa de resíduos desuniformemente distribuída (MARCELINO e FONSECA, 2003).

Em sistema de pastejo, grande parte dos nutrientes são provenientes da forragem que constitui o pasto e também via ingestão de terra pelos animais. O pastejo também pode aumentar a disponibilidade de nutrientes por meio da manutenção na superfície do solo de uma fração de nutrientes orgânicos facilmente mineralizáveis, onde são mais acessíveis as plantas e aos microrganismos (ARCHER e SMEINS, 1991).

Neste contexto, a utilização de sistemas de integração lavoura-pecuária fornece ao solo ambas as formas de resíduos: vegetal e animal. Segundo PELISSARI et al. (2002) a integração está fundamentada na escolha das espécies de pastagens, no manejo destas e na utilização de espécies forrageiras anuais e perenes de alto valor nutritivo, com grande capacidade de rebrota após sofrer um estresse. Para ALVES e MORAES (2002), o plantio direto é uma condição básica para o desenvolvimento do sistema, aliado ao uso de insumos e genótipos melhorados (plantas e animais), da rotação de cultivos e da manutenção do solo coberto durante o ano.

Na reciclagem de nutrientes, muitos ciclos são policíclicos, o que significa que um elemento pode se reciclar mediante vários processos, dentro de um compartimento (solo) antes de ser transferido ao próximo compartimento (planta) (BORKERT et al., 2003). Os macro e micronutrientes sofrem uma ciclagem dentro do ecossistema da pastagem e sua disponibilidade no ciclo influencia a produtividade vegetal e consequentemente o desempenho dos animais (MONTEIRO e WERNER, 1997).

WILLIAMS e HAYNES (1990) descreveram que os animais pastejando tem dois papéis muito importantes na ciclagem de nutrientes, quais sejam: aumento na taxa de desfolhação da forrageira e utilização de baixa proporção dos nutrientes ingeridos, bem como a remoção e redistribuição de nutrientes. Segundo MATHEWS et al. (1996) a maior parte (90%) dos nutrientes minerais (incluindo o nitrogênio) podem ser retornados ao sistema pelas excreções animais. Isto porque os animais usam apenas uma pequena proporção dos nutrientes que ingerem, e 60% a 90% dos nutrientes ingeridos retornam para a pastagem na forma de fezes e urina (BARROW, 1987).

Desta forma, o animal além de converter continuamente a energia solar capturada pelas plantas forrageiras (via fotossíntese) em produtos animais, participa ativamente da reciclagem de nutrientes retornando grande parte dos nutrientes consumidos na forma de excrementos (MONTEIRO e WERNER, 1997). Esta deposição de excretas dos animais em pastejo também poderá influenciar na reciclagem, seja na distribuição no campo ou pela quebra física causada pelo impacto das fezes no momento que atingem o solo, pelo pisoteamento e pela degradação biológica, que é promovida pela ação de fungos, bactérias, besouros e minhocas (WILLIAMS e HAYNES, 1995).

De acordo com CANTARUTTI et al. (2001) a magnitude da interferência dos animais na reciclagem dependerá da distribuição das excreções na pastagem, da área afetada pelas excreções e pelo seu teor de nutrientes. Nesse sentido WILKINSON e LOWREY (1973) estimaram que 35,5% (11,8% como fezes e 23,7% como urina) da área total da pastagem seriam cobertos por excreções de bovinos ao final de um ano de pastejo.

A distribuição das dejeções, cerca de 11 a 18 defecações e 8 a 12 micções por animal por dia, pode ser bastante errática na área de pastagem. Assim, para rebanhos que têm o hábito de desenvolver área de descanso ("malhadouros"), cerca de 1/3 do total das fezes são depositadas em menos de 5% da área da pastagem e a urina parece seguir tendência semelhante (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

A urina animal que consegue penetrar no solo e escapar das perdas, é considerada uma fonte prontamente disponível de nutrientes (em especial N, K e B) às forrageiras (WILKINSON e LOWREY, 1973; SPAIN e SALINAS, 1984). Entretanto, a quantidade de nutriente proveniente das excreções (particularmente da urina) normalmente excede aquela requerida pela forragem presente no local da deposição pelo animal. Assim, a lixiviação de nutrientes (especialmente N, S e K) pode assumir grande significância na perda desses nutrientes do sistema (MONTEIRO e WERNER, 1997).

Parte dos nutrientes ingeridos nas pastagens é retida para a formação do corpo dos animais e para integrarem os produtos sistematicamente fornecidos por esses animais. De acordo com WILKINSON e LOWREY (1973) somente uma baixa proporção do P, K, S, Ca e Mg é retida como produto animal. A retenção do nutriente consumido varia de 5 a cerca de 30%, com o menor valor retido no corpo animal e o maior no leite (RUSSELLE, 1997).

De acordo com BONA (2002) o princípio em que se baseia a integração lavoura-pecuária é o de que a maior reciclagem de nutrientes, promovida pelo pastejo das pastagens de inverno, traz importante contribuição para os cultivos voltados à produção de grãos no verão. A presença de maiores teores de matéria orgânica contribui para

imobilização temporal do nutriente que posteriormente ficaria disponível para as próximas culturas.

DEBARBA e AMADO (1997) constataram que o resíduo deixado após pastejo e mesmo os diferentes tipos de espécies (aveia e cevada) utilizadas para alimentar o rebanho podem proporcionar rendimentos diferenciados para as culturas após a pastagem, da mesma forma que as coberturas tradicionalmente adotadas.

ASSMANN (2001), concluiu que a presença de trevo não influenciou o rendimento de grãos de milho cultivado em sequência a uma pastagem (aveia+ azevém+ trevo branco) e que as áreas pastejadas em lotação contínua, que receberam adubação nitrogenada, apresentaram uma tendência em exibir maiores produtividades que as áreas não pastejadas.

O pastejo dos animais promovem um efeito primordial no movimento dos nutrientes no sistema solo-planta-animal e conseqüentemente na fertilidade do solo (WILKINSON e LOWREY, 1973; MOTT, 1974), podendo influenciar os processos de mineralização/imobilização de N, facilitar a rápida decomposição de substratos (SINGH et al., 1991).

A decomposição microbiana das fezes é essencial para liberar grande parte do N e S, que estão presentes em combinações orgânicas (HAYNES e WILLIAMS, 1993). A atividade biológica do solo de modo geral aumenta sob áreas pastejadas (RUSSELL, 1986). Associada com alto conteúdo de matéria orgânica no solo e densa massa de raízes da pastagem está uma ampla biomassa microbiana na rizosfera da pastagem. Desta maneira, a matéria orgânica no solo contribui consideravelmente na entrada de nutrientes no sistema, tanto pela decomposição de resíduos vegetais, como pela excreção de fezes e urina.

O incremento do conteúdo de matéria orgânica na superfície do solo resulta em um aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) e um aumento na saturação de H⁺ no complexo de troca (WILLIAMS, 1980). Em solos sob pastagem há também uma tendência de declínio do pH do solo com o tempo (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

Mudanças no manejo poderão influenciar no equilíbrio do nível de matéria orgânica atingido. O acúmulo inicial de matéria orgânica ocorre na superfície do solo, mas com o tempo há um acúmulo em profundidade no perfil do solo (RUSSELL, 1986).

O alto conteúdo de matéria orgânica e alta atividade microbiana nas pastagens também resultam na elevação da atividade enzimática do solo, como as ureases, protease, fosfatase e sulfatase (ROSS et al., 1984; SARATHCHANDRA et al., 1988). Os altos níveis de atividade enzimática refletem em altas taxas de N, S, e P translocados através das reservas do solo em condições de pastagem (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

A biomassa é portanto caracteristicamente ampla sob pastos melhorados e isto representa um razoável "pool" de nutrientes lábeis (150-225 kg N.ha⁻¹ e 10-60 kg P.ha⁻¹), os níveis de biomassa são maiores sob altas produtividades e pastagens fertilizadas (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

A velocidade de acúmulo de biomassa de uma pastagem pode estar diretamente relacionada com a quantidade de luz interceptada pela pastagem (LEMAIRE, 2000), com as condições da disponibilidade de nutrientes e com as adubações nitrogenadas, que aumentam o rendimento da massa seca das plantas forrageiras (WILKINS et al., 2000). O potencial das gramíneas para produção de massa seca é consequência, em primeiro lugar, do índice de área foliar a qual é maior do que em outros cultivos por ter a capacidade de rebrotar após o corte ou pastejo (ASSMANN, 2002).

Em um trabalho, RODRIGUES e RODRIGUES (1987) verificaram que há efeito combinado da água e de nutrientes sobre a produção de biomassa do pasto. A aplicação isolada de nitrogênio aumentou discretamente a produção, e a adição de água dobrou a produção. No tratamento com aplicação de água e nitrogênio a produção de massa seca foi elevada cerca de cinco a oito vezes em relação ao tratamento controle. Da mesma forma ALVES (2002) afirmou que as deficiências hídricas ou minerais podem limitar a evolução da área foliar e, conseqüentemente, diminuir a eficiência de interceptação, o que se traduz em baixa taxa de crescimento.

De acordo com KEMP et al. (1999), de 30% a 90% da pastagem disponível é ingerida pelos animais sendo que, em uma base anual, cerca de 65% a 99% dos nutrientes absorvidos pelas plantas retornam ao solo na forma de liteira, resíduos de raízes e excreta animal. LEDGARD (1991) cita que 70% do N excretado pelos animais se encontra na urina, a qual é localizada em pequenas áreas em concentrações muito altas e, portanto, sujeito a perdas significativas.

Além disso, os nutrientes disponíveis na solução do solo podem ser perdidos durante a ciclagem por fixação química (como o P adsorvido) e/ou imobilizado para formas orgânicas (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

A quantia de nutrientes que retornam ao solo na forma de fezes e urina variam amplamente entre os sistemas de cultivo. Alguns nutrientes como o K são excretados predominantemente pela urina e outros como P, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, e Mn são excretados principalmente nas fezes. Outros nutrientes, como N, Na, Cl, e S, são excretados em proporções significantes por ambas fezes e urina. Os nutrientes no excremento podem estar na forma orgânica ou inorgânica, dependendo particularmente do nutriente em questão. Podem retornar ao solo na forma prontamente disponível ou na forma que necessite de

mineralização antes que esteja disponível para absorção pelas plantas (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

A partição de nutrientes excretados pelas fezes e urina podem variar dependendo do nutriente contido na dieta do animal (BARROW, 1987) e também de acordo com a espécie animal.

Nutrientes, principalmente N, S e P podem ser liberados da forma orgânica por processos microbiológicos de mineralização, porém os nutrientes disponíveis podem ser imobilizados na forma orgânica pela ação da biomassa microbiana do solo. Nutrientes disponíveis como K, P e muitos micronutrientes podem ser convertidos para formas quimicamente fixadas por precipitação e reações de adsorção, mas também podem ser liberados das formas fixadas via processos de intemperismo, solubilização e dessorção. (HAYNES e WILLIAMS, 1993; FOLLET e WILKINSON, 1995).

O K é excretado na sua maior parte pela urina, dos quais somente 10 a 30% é excretado pelas fezes. O conteúdo de K na urina varia muito, mas comumente está em torno de 6 a 11 g.L⁻¹ (WILLIAMS et al., 1990)

O P é excretado quase que exclusivamente pelas fezes, somente traços de P são encontrados na urina e a quantidade de P retornado depende principalmente da quantidade de P contida na dieta, variando com a categoria animal (BARROW, 1975).

As fezes são a principal via de excreção de Ca e Mg, sendo seu conteúdo nas fezes em torno de 1,2 a 2,5% e 0,3 a 0,85% respectivamente (WEEDA, 1977; HOOG, 1981).

O conteúdo de matéria orgânica aliado a densa camada de raízes das gramíneas e seu efeito na agregação do solo têm importância fundamental na ciclagem de nutrientes e descompactação do solo. A compactação do solo, afeta o desenvolvimento dos organismos do solo, podendo resultar em um decréscimo na quantidade de nutrientes mineralizados provenientes da matéria orgânica do solo alterando o processo de reciclagem deste e de outros elementos o que reduz o seu fornecimento às plantas e, conseqüentemente, a produtividade do sistema (COSTA, 2000).

Ainda há muita controvérsia entre alguns autores nos estudos de compactação causado pelo efeito dos animais em pastejo. Este fato se deve as diferentes condições de clima, solo e manejo dos animais. Porém muitos trabalhos de pesquisa envolvendo a integração lavoura-pecuária têm demonstrado os efeitos positivos dos animais no sistema, quando conduzidos de maneira correta.

SILVA e MIELNICZUK (1997), estudando o efeito de plantas (densidade de raízes) sobre a formação e estabilização de agregados, em latossolo roxo e podzólico vermelho-escuro, ambos textura argilosa, observaram que a densidade de raízes teve alta correlação

com a formação e estabilidade de agregados, nas áreas de gramíneas. A elevada densidade de raízes e as condições por elas desenvolvidas foram responsáveis pela melhor agregação de tais solos, uma vez que a alta densidade de raízes promove aproximação de partículas pela constante absorção de água do perfil de solo.

GREENWOOD et al. (1997), observaram que a compactação do solo provocada pelo pastejo de ovelhas limitou-se aos primeiros 5 cm do solo, mas mesmo assim, o pastejo excessivo resultou em redução da porosidade, aumento da densidade do solo e da resistência à penetração e consequentemente reduções na condutividade hidráulica saturada dos solos estudados, quando comparados aos solos das parcelas não pastejadas.

De acordo com BROCH (2000) ocorre a compactação do solo sob pastejo, porém a mesma é superficial e temporária, pois após a morte e a decomposição do sistema radicular das espécies forrageiras ocorre a formação de vários canais no solo que permitem a infiltração de água e ar e o deslocamento de nutrientes em profundidade. MELLO (2003) afirma também que, abaixo dos oito centímetros, o solo encontra-se descompactado devido à abundância de raízes.

Com relação a compactação e seus efeitos nos solos e nas plantas em ambientes pastoris, bem como em relação aos efeitos benéficos que as gramíneas podem promover nos solos quando bem cultivadas, pode-se argumentar que os problemas relacionados às propriedades físicas do solo, nestes ambientes (excetuando-se os de ocorrência natural), estão muito mais ligadas ao mau uso dos seus recursos pela falta de estratégias eficazes no manejo dos mesmos, do que somente pelas pressões causadas pela necessidade de implantação e uso destes sistemas. Assim, o uso de técnicas elaboradas que consigam integrar as necessidades dos fatores homem, animal, planta e meio físico, tentando sempre se aproximar do máximo ótimo, seria uma solução viável e que poderia garantir a sustentabilidade destes sistemas (COSTA, 2000).

2.4 NUTRIENTES NA FITOMASSA

2.4.1 Fósforo (P)

A ciclagem de P no solo e a sua disponibilidade são controladas por reações físico-químicas. Porém, em muitas situações, essas transformações são bioquímicas, como as que ocorrem durante a decomposição da matéria orgânica, ou pela liberação do P estocado

nos microrganismos, resultando no equilíbrio dinâmico entre as suas diferentes formas (RHEINHEIMER et al., 1999).

A compreensão da dinâmica do fluxo de nutrientes em solos tropicais e subtropicais ainda é muito limitada, principalmente em relação ao P (NOVAIS e SMYTH, 1999). A principal forma de P no solo encontra-se na forma de ortofosfatos combinados com H e cátions orgânicos e inorgânicos (WILKINSON e LOWREY, 1973). Segundo MALAVOLTA (1980) as formas inorgânicas representam uma porção relativamente alta do P total no tecido das plantas, ao contrário do N, encontrando principalmente os ortofosfatos e em pequena porcentagem os pirofosfatos. O P orgânico encontra-se como ésteres de carboidratos, fosfolipídeos, nucleotídeos, ácido fítico.

A absorção do P pela planta difere com o pH da solução e também com a fonte empregada sendo absorvido principalmente na forma iônica $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ entre os pH 4,0 a 8,0 (MALAVOLTA, 1997).

De acordo EPSTEIN (1975), o fosfato desempenha um papel chave no metabolismo energético, incorporado no trifosfato de adenosina, ATP. Ocorre também nos açúcares fosforilados, nucleotídeos, fosfolipídeos e coenzimas, ou ainda (RHEINHEIMER et al., 1999) compartimentado nos vacúolos celulares na forma mineral. Grande parte do P e vários cátions são encontrados juntos como compostos de fitina (LOTT, 1984), que serve como forma de reserva do elemento nas sementes.

O P que é absorvido na forma de ácido ortofosfórico, não sofre redução durante o metabolismo nos seres vivos, mas as concentrações totais podem variar de 0,05 a 0,5% da massa seca (RHEINHEIMER et al., 1999). O P total presente no solo, dependente de vários fatores como material de origem, grau de intemperismo, manejo do solo e da cultura, entre outros, sofre interferência nas suas formas e disponibilidade através de transformações químicas e biológicas (VIONE et al., 1997).

O P pode ser imobilizado nos tecidos microbianos em formas orgânicas e fixado em formas inorgânicas na superfície das partículas do solo. A imobilização pelos microrganismos ocorre quando os resíduos da planta contém menos que 0,2% de P ou quando a relação C/P é maior que 200 (WILKINSON e LOWREY, 1973). FULLER et al. (1956) observaram que a taxa de liberação de P foi diretamente proporcional ao teor do resíduo e também verificaram que o nível mínimo de P em resíduos vegetais, para que se observasse a mineralização deveria ser de 0,2%, teor este utilizado pelos microrganismos ao decomporem o material adicionado.

Em média têm-se observado relações de 5 a 20:1 para N/P e de 100 a 300:1 para C/P (DALAL, 1977). WISNIEWSKI e HOLTZ (1997) obtiveram dados superiores,

constatando em seu trabalho que a relação C/P média da palhada de milho foi de 470:1, e a da palhada da aveia-preta foi de 319:1.

As formas de P dos solos podem ser divididas em duas categorias, lábil e não-lábil, de difícil caracterização e separação, mas interpretadas de acordo com a energia com que são adsorvidas aos minerais do solo, ou a estabilidade dos fosfatos formados. Assim, a forma lábil constitui-se na fração de P disponível à biomassa, e a forma não-lábil seria indisponível. Como a separação entre elas é difusa, também considera-se uma forma intermediária, denominada moderadamente lábil. Os extratores químicos utilizados para quantificar o P disponível do solo atuam sobre a forma lábil, porém ao se analisar o ciclo do P, pode-se inferir que as frações orgânicas também contribuem para sua disponibilidade mas não são detectadas pelos métodos convencionais utilizados nessa estimativa (RHEINHEIMER et al., 1999).

Em solos ácidos o P é encontrado dentro de complexos insolúveis com Al^{3+} , entretanto em solos calcáreos, o P solúvel pode ser reduzido por reações com o Ca^{2+} (JOOST, 1996). A taxa de mineralização de P no solo pode ser um indicador do seu potencial em suprir a demanda das plantas (THOMPSON e BLACK, 1949).

Durante a decomposição vegetal, com a lise das células, as substâncias fosfatadas aí encontradas são liberados e reagem formando compostos com componentes orgânicos ou inorgânicos do solo. A mineralização dos mesmos dependem além da atividade dos microrganismos, da atividade da enzima extracelular fosfatase (STEWART, 1980).

Os elevados teores de P contidos na biomassa microbiana nos solos sob sistema plantio direto são uma forma eficiente de armazenamento de P. Assim, o componente microbial torna-se relevante no SPD, enquanto no sistema de preparo convencional este é um compartimento limitado (SÁ, 2003).

A concentração em P inorgânico (P_i) pode ser um bom indicador da velocidade de liberação de P nos estágios iniciais de decomposição dos resíduos culturais, pois o P_i é solúvel em água e pode representar de 15% do P total das plantas deficientes em P a até 70% em plantas com teor próximo ao limite de toxidez (MARSCHNER, 1995; MALAVOLTA et al., 1997).

Embora a biomassa recicle parte do P absorvido pelas plantas, a exportação assume fundamental importância nos agroecossistemas. O aumento ou decréscimo das frações de P no solo depende do balanço entre as adições e retiradas. A exportação de P pelos produtos agrícolas vegetais (cereais, oleaginosas, frutas, fibras, café e chá) e animais (carne, ovos, leite, etc) é grande, pois a concentração desse nutriente varia de 0,1% a 0,5%

da massa seca (BEATON et al., 1995), o que representa mais de 60% do P absorvido pelas plantas (RHEINHEIMER et al., 1999).

Assim, nas terras de exploração agrícola, além da erosão, há um declínio biológico devido à exploração pelas colheitas, o qual pode ser expressivo quando as doses reaplicadas são baixas, especialmente considerando que as reações com os constituintes minerais, (principalmente com os óxidos de ferro e alumínio), as quais ocorrem em quase todos os tipos de solo, podendo reter mais de 2/3 do total de P adicionado (McCOLLUM, 1991).

Segundo JONES e WOODMANSEE (1979), cerca de 77% do P das folhas e 79% do P das raízes mortas ficam disponíveis para o crescimento das plantas cultivadas logo após o cultivo da cultura de cobertura. Embora o P seja pouco solúvel, pode retornar ao solo por chuvas de alta intensidade (BROMFIELD, 1961). Entre 69% e 80% do P total na planta pode ser lavado da vegetação dessecada ou morta (WILKINSON e LOWREY, 1973).

A disponibilidade de P nos solos é afetada por uma série de reações físicas, químicas e bioquímicas, destacando-se a adsorção, imobilização e mineralização do P orgânico (PAUL e CLARK, 1996).

Os microrganismos são parte integrante do ciclo do P no sistema solo-planta, exercendo grande influência nas transformações e disponibilidade desse elemento, assim como na aquisição deste pelas plantas (SIQUEIRA et al., 2003). No caso do P, cuja maior parte encontra-se na planta associada a componentes orgânicos do tecido vegetal (MARSCHNER, 1995), sua liberação está intimamente ligada ao processo de decomposição pelos microrganismos do solo (GIACOMINI et al., 2003).

A atividade microbiana contribui nas transformações desse nutriente por processos de solubilização e de mineralização do P orgânico, catalisada por enzimas, pelo fluxo deste nutriente pela biomassa microbiana e pelas associações micorrízicas (LOFFAGUEN e LOVATO, 2003), contribuindo para o aumento da concentração de P inorgânico disponível às plantas (HARRISON, 1982), liberando P_i para imobilização biológica (plantas e microrganismos) e outros processos do solo (SIQUEIRA et al., 2003). Esta hidrólise por ação enzimática ocorre desde que não haja teores elevados de P inorgânico fornecido via fertilizante, pois, o mesmo inibe a produção de fosfatases (FOX e COMERFORD, 1992).

A velocidade de liberação de nutrientes dos resíduos culturais durante o processo de decomposição depende da localização e da forma em que esses nutrientes se encontram no tecido vegetal (GIACOMINI et al., 2003).

A maior parte do P do tecido vegetal encontra-se no vacúolo da célula, na forma mineral, bastante solúvel em água (MARSCHNER, 1995). Para que ele seja liberado dos resíduos culturais o vacúolo deve ser rompido.

Os fosfatos monoéster, onde predominam fosfatos de inositol, são mais resistentes a degradação, principalmente porque se ligam fortemente às partículas coloidais do solo (ANDERSON et al., 1974). Já os fosfatos diéster, como ácidos nucleicos e fosfolipídios, são facilmente degradados (TATE e NEWMAN, 1982).

BUCHANAN e KING (1993) relataram que a rápida liberação de P no período inicial da decomposição dos resíduos culturais está ligada à perda do P solúvel em água. FROSSARD et al. (1995) verificaram que durante os primeiros 29 dias após a colocação das bolsas de decomposição no campo a chuva acumulada atingiu cerca de 120 mm, constatando que provavelmente, neste período, a maior parte do P solúvel em água, constituído principalmente por P inorgânico (P_i) e monoésteres, tenha sido lixiviada dos resíduos culturais das plantas de cobertura, restando nos resíduos as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolipídios, fosfoproteínas), dependentes da população microbiana do solo para a sua mineralização.

Os diferentes sistemas de manejo do solo alteram a biodisponibilidade do P. Decorre então a necessidade de entender melhor a dinâmica do P associada à produção e decomposição dos resíduos orgânicos, a fim de que se possam desenvolver estratégias de manejo que mantenham ou aumentem a produtividade das culturas, maximizando a adição de fertilizantes (RHEINHEIMER et al., 1999). Nesse sentido, observa-se que no SPD ocorre a maior concentração de P nas camadas superficiais, principalmente entre 0 a 7 cm, o que é explicado pela localização do fertilizante, pela menor erosão, pela ausência do revolvimento e pela ciclagem do nutriente pelas plantas, enquanto no sistema convencional a distribuição segue a profundidade de revolvimento (RHEINHEIMER et al., 1998). Esse acúmulo de nutrientes promove a concentração de raízes na camada superficial do solo, podendo, via de consequência, limitar a produtividade das culturas em períodos de deficiência hídrica (KOCHHANN et al., 1999). De acordo com SÁ (2003) o não revolvimento do solo no sistema de plantio direto (SPD) promove a formação de sítios de P em espaçamentos e profundidades diferentes, com diferenças de estágios de P residual, devido à adubação fosfatada no sulco de semeadura.

As raízes das culturas funcionam como veículo de distribuição de P no perfil do solo uma vez que o não revolvimento do solo restabelece um rearranjo estrutural e desenvolve uma nova arquitetura de poros (SÁ, 2003). Esse reservatório de P-orgânico passa a constituir importante reserva de P-lábil para as plantas nas camadas mais profundas do

solo. Ao mesmo tempo, a presença de maior teor de umidade na camada superficial protegida pelos resíduos vegetais irá facilitar a difusão das formas de P-lábil inorgânico na solução do solo, melhorando a eficiência de aproveitamento do nutriente pelas culturas (SÁ e MOTTA, 1993 citado por MUZILLI, 2002).

Segundo SIDIRAS e PAVAN (1985) o acúmulo de P extraível próximo à superfície do solo decorre das aplicações anuais de fertilizantes fosfatados, da liberação de P durante a decomposição de resíduos vegetais e da menor fixação de P, em razão do menor contato desse elemento com os constituintes inorgânicos do solo, uma vez que não há incorporação de resíduos vegetais por meio do revolvimento de solo no sistema de plantio direto. O efeito do revolvimento do solo pelo preparo convencional proporciona maior superfície de contato entre os íons de fosfato e os colóides, reduzindo sua disponibilidade, devido à ação dos mecanismos que causam sua retenção. Ainda assim, as alterações no arranjo das partículas e a maior amplitude na variação do teor de umidade do solo afetam o mecanismo de difusão. Por outro lado, no plantio direto, além da redução dos efeitos citados, possibilitam a redistribuição do P em formas orgânicas mais estáveis e menos suscetíveis às perdas por retenção (SÁ, 1995).

Em solos cultivados de maneira convencional e com taxas de erosão médias, as perdas de P podem ultrapassar os 3 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (VANDERMEER, 1995). Em trabalhos realizados por NOLLA e ANGHINONI (2003) com doses de P em sistema de plantio direto verificaram que houve diminuição na atividade do alumínio na solução do solo com o aumento das doses de P.

O aumento de P em solução, seja pelo aumento de pH, pelo manejo do solo (SPD) ou pela adubação, pode estar contribuindo na inativação de parte do Al⁺³ em solução [AlPO₄; Al(OH)₂H₂PO₄], pois parte do alumínio que está presente na solução do solo é complexado, polimerizado ou precipitado por ânions orgânicos (ácidos orgânicos da matéria orgânica) e inorgânicos (OH⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻ e F⁻), indicando que as espécies químicas do alumínio em solução podem sofrer alterações (HUE et al., 1986), reduzindo sua atividade e reduzindo a quantidade de calcário necessária para o adequado crescimento das culturas. Assim, o grau de substituição entre o calcário e o P, com interação positiva nas doses mais baixas (ANGHINONI e SALET, 2000), pode também ser importante para explicar a menor resposta das culturas à adição de calcário no sistema plantio direto (NOLLA e ANGHINONI, 2003).

DUDA (2000) utilizando estimativas de biodisponibilidade observou que a acumulação de P na parte aérea da *Brachiaria decumbens*, mostrou-se positivamente relacionada com o reservatório biodisponível desse elemento. E ainda que, dentre as

características do solo o C orgânico foi que mais influenciou positivamente os compartimentos P microbiano, mineralizável, biodisponível, orgânico biodisponível e lábil, enfatizando a importância do reservatório orgânico como fonte fornecedora de P para as plantas.

GIACOMINI et al. (2003) em trabalho objetivando avaliar a liberação de P e de K de resíduos culturais provenientes de cultivos isolados de aveia-preta, ervilhaca e nabo forrageiro e de consórcios entre aveia e ervilhaca, verificaram que a quantidade de P remanescente na fase inicial da decomposição foi inversamente proporcional à concentração do P solúvel em água dos resíduos culturais. Nos resíduos culturais do consórcio aveia + ervilhaca, o P e o K foram liberados mais lentamente do que o observado nessas espécies em cultivo solteiro. Esses resultados indicam um maior potencial de sincronismo entre a demanda de P e K pelas culturas comerciais e a liberação desses nutrientes dos resíduos culturais provenientes de consórcios entre aveia e ervilhaca do que dos provenientes do cultivo isolado de ervilhaca.

JENKINSON e LADD (1981) observaram que a liberação de P da liteira foi em torno de 60% após 28 dias de deposição no solo, sendo que a adubação fosfatada manteve este padrão de liberação para o sistema em todos os tempos avaliados, enquanto que no nível zero houve imobilização cerca de 10% do P liberado inicialmente da matéria orgânica, quanto na estocagem do carbono e nutrientes minerais.

GIACOMINI et al. (2003) constataram que enquanto na ervilhaca menos de 60% do P permaneceu nos resíduos culturais nos primeiros 15 dias, no nabo e na aveia este valor foi superior a 90%. Aos 29 dias, o P remanescente decresceu para 40% da quantidade inicial de P na ervilhaca e para 70% na aveia. Esses resultados confirmam os obtidos por DA ROS (1993), que avaliou a liberação de P durante a decomposição de diversas plantas de cobertura e verificou que 64% do P da ervilhaca e 33% do P da aveia foram liberados nos primeiros 30 dias após o manejo das plantas com uma gradagem. Tais resultados podem ser explicados pela maior concentração de P solúvel em água (Psa) da ervilhaca, que superou a aveia em 27%.

2.4.2 Potássio (K)

O K é o único catiônico monovalente essencial para todas as plantas superiores (EPSTEIN, 1975), ativando muitas enzimas, muitas delas essenciais para a fotossíntese e respiração, atuando na translocação de fotossintatos. Ao K se tem atribuído o aumento na espessura da casca de frutos, redução do enrugamento e maturação tardia. Entre outras

funções o K está envolvido nos movimentos estomáticos, turgescência das células, síntese de proteínas, extensão celular; daí o seu papel na redução da perda de água pelos frutos. É o segundo macronutriente, em teor, contido nas plantas (MARSCHNER, 1995).

O K disponível é encontrado na solução do solo e retido na forma trocável pela matéria orgânica e pelas argilas. A maior parte do K é absorvida pelas plantas durante a fase de crescimento vegetativo (RAIJ, 1991), na forma iônica K^+ pela qual se mantém.

Na planta, a ciclagem de um determinado elemento depende de vários fatores, dentre os quais a mobilidade que o mesmo apresenta dentro da planta. Neste sentido N, P, K e Mg são considerados elementos móveis enquanto que o Ca é imóvel (MENGEL e KIRKBY, 1987).

De acordo com MARSCHNER (1995), o K é um nutriente que não possui função estrutural nas plantas, porém é o de maior teor no citoplasma celular. O fato do K se encontrar na forma iônica nas plantas e não formar compostos orgânicos confere a este nutriente alta mobilidade (WALLINGFORD, 1980). Sendo assim a decomposição dos restos vegetais o libera na sua totalidade rapidamente (BORKERT et al., 2003).

A manutenção de restos vegetais na superfície do solo, além de outros benefícios consiste numa reserva considerável de nutrientes (GASSEM e GASSEM, 1996). Com o advento do plantio direto, a ciclagem do K passou a ter papel relevante na avaliação de sua disponibilidade, pois os resíduos das plantas de cobertura, ou das culturas, permanecem e decompõem-se no solo, contribuindo para o aumento da disponibilidade do nutriente (GATIBONI et al., 1997), que podem ser removidos para o solo pela ação de soluções aquosas como a chuva, caracterizando a reciclagem de nutrientes (MALAVOLTA, 1980), pois as plantas retiram os nutrientes de camadas subsuperficiais e os liberam em camadas superiores (FIORIN, 1999).

Assim, pode-se considerar como 100% o aproveitamento do K proveniente dos restos de culturas, porém podem ocorrer perdas por lixiviação, quando se trata de solos arenosos (SPAIN e SALINAS, 1984).

KLEPKER e ANGHINONI (1995) verificaram maior concentração de K desse nutriente nas camadas superficiais do tratamento sem preparo do solo. SANTI et al. (1999) estudando a ciclagem de nutrientes da aveia concluiu que o K foi o nutriente mais ciclado pela cultura, alcançando 127 kg.ha^{-1} na fitomassa.

Conduzindo o trabalho de lixiviação de nutrientes da palha de cobertura do solo de diversas espécies em função da aplicação de chuva, CALONEGO et al. (2003) constataram que a quantidade de macronutrientes lixiviados da palha guardou estreita relação com os

teores no tecido vegetal e que o K foi o nutriente mais lixiviado da palha das espécies estudadas chegando, aproximadamente, a um total de 25 kg ha⁻¹ no triticale.

Segundo MALAVOLTA (1980), no final do ciclo do milho a quantidade de K no tecido é muito menor do que no ponto de máxima acumulação. Segundo o autor, isso ocorre, provavelmente, devido à lavagem do K da parte aérea vegetal. Essa lavagem de nutrientes da parte aérea pela água da chuva tem um significado ecológico devido à reciclagem e enriquecimento das camadas superficiais do solo (LEITE et al., 2003)

GIACOMINI et al. (2003) também observaram que a maior parte do K dos resíduos culturais das plantas de cobertura é liberada logo após o manejo das espécies. Segundo o autor o K foi liberado dos resíduos culturais, com taxa média de liberação 4,5 vezes maior do que a observada em relação ao P. Na primeira amostragem, realizada aos 15 dias, cerca de 10% do K da ervilhaca e 15% do K do nabo permaneciam nos resíduos culturais dessas espécies. Nesse mesmo período, o K remanescente da aveia era de aproximadamente 45%.

LANG (2000) avaliando a decomposição da palhada das coberturas de inverno, envolvendo as culturas de aveia e nabo forrageiro, constatou que o K da aveia preta foi liberado mais rapidamente nos primeiros 60 dias, enquanto o nabo forrageiro liberou praticamente tudo nos 35 dias.

SCHOMBERG e STEINER (1999) observaram que, com precipitações elevadas, houve maior liberação de K nas leguminosas do que nas gramíneas. Segundo esses autores, mecanismos físicos (chuva) e químicos (qualidade do resíduo) estão envolvidos na liberação do nutriente e que, em razão da elevada taxa de liberação de K dos resíduos culturais, parte dele poderá ser perdido no solo pela lixiviação.

Comparando a decomposição de resíduos orgânicos em cápsulas porosas e em sacos de nylon ("litter bag"), DUBOC et al. (2003) relataram que para o K, o comportamento dos resíduos foi semelhante ao longo do tempo, com decréscimo acentuado entre 15 e 30 dias de avaliação, com a ressalva de que os teores, sob incubação em tecido, foram bem mais elevados até os 30 dias. Já na avaliação aos 45 e 60 dias, os teores de K no tecido apresentaram maior semelhança aos encontrados na cerâmica. Aparentemente a cerâmica apresentou maior permeabilidade para lixiviação desse nutriente para o meio, ou a decomposição mais acelerada na cerâmica mobilizou maiores quantidades de K já nas primeiras avaliações.

TIAN et al. (1992), estudando a liberação de K pela palhada de arroz e milho, encontraram que 80% deste nutriente era liberado em aproximadamente sete semanas.

GIACOMINI et al. (2003) verificaram que aproximadamente 70% do K no tecido vegetal das diferentes espécies é solúvel em água (Ksa) e ainda que a rápida liberação do K do tecido vegetal resultou num tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) de 13 dias na aveia e de apenas quatro dias na ervilhaca, a qual não diferiu do nabo. Portanto, com a ocorrência das chuvas após o manejo das espécies, a maior parte desse elemento foi liberada dos resíduos culturais para o solo.

Nesse sentido, é essencial a análise de que o K talvez seja o elemento cuja redução do prazo de implantação das culturas em sucessão seja mais importante para minimizar essas perdas (GIACOMINI et al., 2003).

2.4.3 Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

O Ca é um nutriente absorvido em quantidades muito variadas pelas culturas, sendo que os teores nas folhas também variam amplamente entre as espécies, desde 0,2% (EPSTEIN, 1975), até cerca de 4% (RAIJ, 1991). Existem na literatura poucos registros de concentração de Ca, Mg e micronutrientes na massa seca das plantas cultivadas (CALEGARI, 1990, 1995; DERPSCH e CALEGARI, 1992).

A absorção do Ca^{+2} está relacionado a disponibilidade do elemento na solução do solo e a sua taxa de transpiração, visto que o Ca é imóvel no floema. O Ca está envolvido na divisão e alongação celular, mas sua principal função é na manutenção da integridade da membrana, é constituinte da parede celular; atua como mensageiro secundário no citoplasma ativando a calmodulina, e é indispensável na germinação do pólen e no crescimento do tubo polínico de muitas espécies (MARSCHNER, 1995).

O Mg desempenha nas plantas diversas e importantes funções, entre elas a relação direta com a fotossíntese, fazendo parte da molécula da clorofila. O Mg trabalha primariamente como um cofator com a enzima que ativa o processo de fosforilação que forma ATP. Outras funções são ativação de enzimas como, descarboxilases, enzimas ativadoras no processo de síntese de aminoácidos entre outras.

O Mg é absorvido da solução do solo pelas plantas na forma de íon trocável Mg^{2+} . Os íons Mg^{2+} são retidos pelos colóides do solo com energia menor que os íons Ca^{2+} .

A absorção do nutriente se dá por interceptação radicular e fluxo de massa, sendo fortemente modulada, sinérgica e antagonicamente, pela presença de outros elementos. O Mg^{2+} se move à parte aérea na corrente transpiratória e é bastante móvel no floema de modo que sua redistribuição é fácil.

Excesso de Ca disponível prejudica a absorção de Mg. A relação Ca/Mg é muito importante e, embora este possa conter elevado teor de Mg disponível, se tal relação for muito alta, as plantas estarão sujeitas à deficiência de Mg. Relações Ca/Mg muito altas podem ocorrer devido à natureza do solo e em consequência da aplicação de calcários calcíticos.

BORKERT et al. (2003) verificaram que a aveia-preta também recicla Ca e Mg, podendo retornar ao solo, em média, 68 kg ha⁻¹ de Ca e 20 kg.ha⁻¹ de Mg, com rendimento de 7,5 a 10 t.ha⁻¹ de massa seca, comprovando a eficiência desta cultura como planta de cobertura do solo e sua capacidade de reciclar nutrientes.

CALONEGO et al. (2003) trabalhando com lixiviação de nutrientes da palhada de diversas espécies concluíram que o Mg, em termos de porcentagem foi lixiviado em maior proporção que o Ca, chegando a 12% na braquiária. Já a lixiviação de Ca chegou no máximo a 5% no triticle. Isso provavelmente ocorreu devido esse elemento ser constituinte de estruturas muito mais insolúveis que o Mg (SALISBURY e ROSS, 1992).

LANG (2000) estimou uma liberação de Mg da palhada de aveia-preta de 9, 19 e 17 kg de Mg ha⁻¹, ou 69, 73 e 58% de liberação do nutriente da concentração inicial nos estádios vegetativo (94dias), florescimento (103 dias) e pleno florescimento (116 dias) respectivamente. Para o Ca, o mesmo autor verificou uma mineralização de 10, 24 e 27 Kg de Ca ha⁻¹ aos 106 dias do ciclo do feijão para os mesmos estádios.

KOUKOURA (1998) estudou a decomposição de plantas de C3 (*Festuca ovina* H.) e C4 (*Dichantium ischaemun* L. e *Chrysopogon gryllus* L.) encontrando aumento do teor de Ca em alguns meses, conforme variava a temperatura, e concentrações de Ca diferentes entre colmos e folhas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi conduzido à campo, no período de outubro de 2002 à abril de 2003, na Fazenda Escola da Universidade Estadual de Ponta Grossa, situada na rodovia Ponta Grossa-Itaiacoca, Km 7, município de Ponta Grossa, Estado do Paraná. O local caracteriza-se à 25°05'47" de latitude Sul e 50°03'11" de longitude Oeste, com altitude média de 1025 m.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO CLIMA E DO SOLO

O clima, na classificação de KÖEPPEN é do tipo Cfb (MAAK,1968), subtropical, super úmido, mesotérmico com verões amenos, geadas severas e freqüentes sem estação seca.

O solo da área experimental caracteriza-se como um latossolo distrófico (EMBRAPA, 1999), com relevo suave ondulado, com declividade média de 3%.

As análises químicas do solo da área foram efetuadas antes da implantação do experimento, com amostragens nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm (Anexo 1).

3.3 DADOS METEOROLÓGICOS

Os dados meteorológicos foram coletados de outubro de 2002 a abril de 2003, na estação meteorológica do IAPAR, Ponta Grossa, Paraná. Estes meses foram equivalentes ao período da semeadura à colheita da cultura de verão que integralizou o experimento. Os dados estão apresentados na Figura 1.

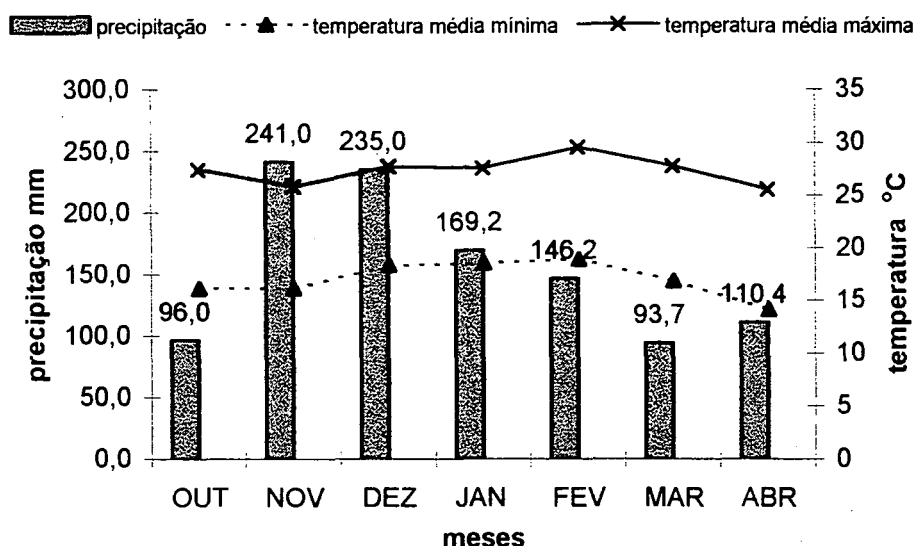


FIGURA 1 Precipitação pluvial e temperatura media do ar de outubro de 2002 a abril de 2003, Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

3.4 ÁREA EXPERIMENTAL

A área em questão estava sendo utilizada exclusivamente no sistema de plantio direto até a safra de verão de 2002. Ainda neste ano, na semeadura da pastagem de inverno iniciou-se o projeto de integração com a pecuária. O sistema de rotação de culturas adotado anteriormente ao experimento encontra-se na Tabela 1.

TABELA 1 Histórico da rotação de culturas em sistema de plantio direto realizada nos anos de 1999 a 2003 na Fazenda Escola da UEPG, Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| ANO AGRÍCOLA | CULTURAS |
|--------------|--|
| 1999 | Aveia branca (<i>Avena sativa</i>) |
| 1999/2000 | Milho (<i>Zea mays</i>) |
| 2000 | Trigo (<i>Triticum aestivum</i>) |
| 2000/2001 | Soja (<i>Glycine max</i>) / Feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i>) / Milho |
| 2001 | Aveia preta (<i>Avena strigosa</i>) |
| 2001/2002 | Feijão |
| 2002 | Aveia preta + Azevém (<i>Lolium multiflorum</i>) |
| 2002/2003 | Milho |

Cada tratamento foi submetido a combinações com e sem pastejo (CP e SP), adubações em cobertura com nitrogênio (N) na cultura de inverno na dose de 150 kg de N ha⁻¹ (I₁₅₀) e sem N (I₀) e na cultura de verão foram feitas adubações em cobertura com 150 kg N.ha⁻¹ (V₁₅₀) e sem N (V₀) compondo o tratamento de cada parcela como demonstra a Tabela 2.

TABELA 2 Descrição dos tratamentos onde foram dispostos os “litter bags” no sistema de integração lavoura-pecuária com e sem pastejo (CP e SP), com e sem nitrogênio na pastagem (I₁₅₀ e I₀), com e sem nitrogênio na cultura do milho (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| TRATAMENTOS | Pastejo | N no inverno | N no verão |
|-------------|---------|------------------|------------------|
| T1 | CP | I ₁₅₀ | V ₀ |
| T2 | CP | I ₁₅₀ | V ₁₅₀ |
| T3 | CP | I ₀ | V ₀ |
| T4 | CP | I ₀ | V ₁₅₀ |
| T5 | SP | I ₁₅₀ | V ₀ |
| T6 | SP | I ₁₅₀ | V ₁₅₀ |
| T7 | SP | I ₀ | V ₀ |
| T8 | SP | I ₀ | V ₁₅₀ |

3.4.1 Área de Inverno

A semeadura de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) em consórcio com azevém (*Lolium multiflorum* L.) no sistema de plantio direto, ocorreu no dia 10 de Abril de 2002 e foi efetuada na proporção de 60 kg.ha⁻¹ de aveia preta e 30 kg.ha⁻¹ de azevém, em mistura. Para os tratamentos submetidos a adubação nitrogenada foram aplicados 75 kg.ha⁻¹ de N no perfilhamento e após 39 dias foram colocados mais 75 kg.ha⁻¹ de N na forma de uréia, totalizando 150 kg.ha⁻¹ de N em cobertura na pastagem de inverno (I₁₅₀). As parcelas mediram 12m x 5m, perfazendo um total de 60 m² cada.

3.4.1.1 Animais

Foram utilizados bovinos fêmeas da raça holandesa com o método de lotação contínua, de acordo com a técnica “put and take” (MOTT e LUCAS, 1952), com 2 animais

constantes e um número variável de animais reguladores afim de manter a oferta de forragem.

Os animais foram colocados na área experimental no dia 12 de junho de 2002, quando a pastagem apresentava uma quantidade de forragem de 1650 kg.ha^{-1} de massa seca. Os animais foram retirados um dia antes da dessecação da palhada de inverno.

3.4.1.2 Dessecação da Área Experimental

A dessecação da palhada de inverno foi efetuada no dia 11 de outubro de 2002, com aplicação de herbicida com ingrediente ativo glyphosate¹ na dose de 960 g.ha^{-1} e inseticida piretróide com princípio ativo lambdacyhalothrin² na dose 10 g.ha^{-1} , aplicados com pulverizador tratorizado. Posteriormente, foi efetuado a segunda aplicação com glyphosate³ na dose de 480 g.ha^{-1} do ingrediente ativo no dia 04 de novembro de 2002.

3.4.2 Área de Verão

Na semeadura da cultura de verão com milho (*Zea mays*), a semente utilizada foi do híbrido DKB 215. A semeadura foi feita com semeadora-adubadora no dia 31 de outubro de 2002, com espaçamento entre linhas de 0,80 m e densidade aproximada de $70.000 \text{ plantas.ha}^{-1}$.

A cultura foi adubada na base com 300 kg.ha^{-1} do adubo formulado 0-20-20 de NPK e para os tratamentos com adubação nitrogenada (V_{150}) 30 kg.ha^{-1} de N na base e em cobertura foram aplicados manualmente mais 120 kg.ha^{-1} de N na forma de uréia aos 28 DAE (dias após a emergência), totalizando $150 \text{ kg de N ha}^{-1}$.

3.4.2.1 Tratos Culturais

O controle das plantas daninhas foi feito treze dias após a emergência da cultura com atrazine⁴ na dose 1600 g.ha^{-1} do ingrediente ativo e o controle preventivo de insetos

¹ Produto e dose comercial: Glifosato Nortox ($2,0 \text{ L. ha}^{-1}$)

² Produto e dose comercial: Karatê ($0,2 \text{ L. ha}^{-1}$)

³ Produto e dose comercial: Zapp QI ($1,0 \text{ L. ha}^{-1}$)

⁴ Produto e dose comercial: Primóleo ($4,0 \text{ L. ha}^{-1}$)

com lufenuron⁵ na dose de 20 g.ha⁻¹ do ingrediente ativo.

3.5 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental adotado foi de blocos ao acaso com 8 tratamentos e 4 repetições, arranjados em parcelas subdivididas no tempo, determinadas em 6 épocas de decomposição da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho (anexo 2). Os tratamentos foram aplicados às parcelas e as 6 épocas aplicadas às sub-parcelas. As épocas de amostragens estão descritas na Tabela 3.

TABELA 3 Descrição das épocas de coleta da palhada de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) + azevém (*Lolium multiflorum* L.) na cultura do milho, Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas de amostragem | Datas de coleta | Dias | Intervalos de dias |
|-------------------------|-----------------|------|--------------------|
| 1ª amostragem | 01/11/2002* | 0 | - |
| 2ª amostragem | 19/11/2002 | 18 | 18 |
| 3ª amostragem | 10/12/2002 | 39 | 21 |
| 4ª amostragem | 09/01/2003 | 69 | 30 |
| 5ª amostragem | 08/02/2003 | 98 | 29 |
| 6ª amostragem | 11/03/2003 | 132 | 34 |

* colocação dos "litter bags" no campo

3.6 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

3.6.1 Fitomassa Aérea da Cultura de Inverno

A palhada de aveia preta + azevém foi cortada rente ao solo, no dia 11/10/2002, utilizando um quadrado de metal medindo 0,5m x 0,5m (0,25m²), lançado três vezes aleatoriamente em cada parcela. Esta palhada foi colocada para secar em estufa com circulação de ar forçado à 70°C por 72 horas. Após cortada, pesou-se aproximadamente 10g

⁵ Produto e dose comercial: Match CE (0,4 L. ha⁻¹)

da palhada pela dificuldade na exatidão da pesagem, sendo estes valores devidamente anotados e ajustados para posterior cálculo da perda de massa vegetal. Esta palhada foi colocada dentro de sacos de telas de nylon de tamanho 0,2m x 0,2m, de malha de 2mm², denominados "litter bags", de acordo com o sistema proposto por BOCOOCK e GILBERT (1957). No dia 01 de novembro de 2002, ou seja, um dia após o plantio foram colocados dez "litter bags" nas unidades experimentais de cada tratamento, nos quatro blocos, dispostos na superfície do solo ao longo das entrelinhas da cultura do milho, perfazendo um total de 320 sacos de decomposição. Os "litter bags" foram coletados em cinco épocas durante o ciclo do milho, sendo retirados dois "litter bags" por parcela em cada época. A palhada inicial, contida no primeiro dia da colocação dos "litter bags" à campo, foi analisada e considerada como a primeira época de amostragem ou amostragem inicial, totalizando então, seis épocas de amostragens como descrito na Tabela 3.

3.7 ANÁLISE DA PALHADA

O material coletado em cada época foi levado para secagem em estufa com circulação forçada à 65°C por 72 horas. Depois os mesmos foram pesados para obter a massa seca do material nos diferentes níveis de decomposição. Posteriormente o material vegetal foi triturado em um liquidificador industrial, armazenado em frascos plásticos e posteriormente levados para análise química no Laboratório de Nutrição Mineral do Departamento de Solos do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Os elementos analisados foram P (P), K (K), Ca (Ca) e Mg (Mg). O Carbono (C) e Nitrogênio (N) também foram analisados para fins de determinação da relação C/N da palhada, não sendo estes elementos objeto mais específico deste estudo.

Após incineração à 500°C e solubilização das cinzas, o P foi determinado por colorimetria com vanodato molibdato de amônio (JACKSON, 1958); o K por emissão e o Ca e Mg por absorção atômica, conforme manual de PERKIN-ELMER (1973).

O teor de nitrogênio foi determinado pelo método de digestão micro-Kjelhdal (KJELDAHL, 1883), seguindo-se destilação e titulação com NaOH 0,02 mol.L⁻¹.

O C total foi quantificado pelo método de WALKLEY e BLACK modificado e descrito por TEDESCO et al. (1985).

3.8. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados referentes à decomposição da parte aérea das plantas de cobertura de solo e da dinâmica dos nutrientes foram analisados segundo o delineamento em blocos ao acaso, com parcelas subdivididas no tempo, com oito tratamentos e quatro repetições, sendo as seis épocas de amostragens consideradas como sub-parcelas. As variâncias dos tratamentos foram testadas quanto a sua homogeneidade pelo teste de Bartlett. As variáveis cujas variâncias dos tratamentos se mostraram homogêneas foram submetidas à análise de variância e, quando apresentaram diferenças significativas pelo teste F tiveram as médias dos fatores tratamento e épocas comparadas pelo teste de Tukey ao nível 5% de probabilidade. No caso das variáveis cujas variâncias não foram homogêneas procedeu-se a transformação dos dados, tomando-se os logaritmos dos mesmos, posteriormente sendo efetuada a análise de variância. Para relacionar as variáveis em percentagens e as épocas de decomposição e a dinâmica dos nutrientes foram ajustadas equações de regressão segundo um modelo polinomial de 2º grau ou exponencial, conforme o comportamento dos dados. O programa estatístico utilizado foi o MSTAT.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussão referem-se a decomposição da palhada de aveia preta + azevém e determinação dos nutrientes remanescentes (P, K, Ca e Mg) a partir da semeadura da cultura de verão, ou seja, da colocação dos “litter bags” no campo, considerando cada tratamento independentemente e desconsiderando as possíveis interações entre os mesmos.

Como as variâncias para os tratamentos envolvidos não apresentaram-se homogêneas pelo teste de Bartlett, foi efetuada a transformação dos dados tirando-se os logarítimos dos valores originais e então foram submetidas análise de variância e comparação das médias pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

4.2.RELAÇÃO C/N DA PALHADA

As relação C/N da palhada de aveia preta + azevém foi avaliada somente para a primeira amostragem (inicial) com o intuito de auxiliar as discussões dos nutrientes, pois está diretamente relacionada com a resistência dos componentes da massa vegetal à decomposição. Assim, não foi efetuada a análise estatística das mesmas. Como a primeira amostragem foi anterior às adubações de verão (V_0 e V_{150}), os tratamentos T1 e T2; T3 e T4; T5 e T6; T7 e T8, possuem os mesmos valores para a relação C/N da fitomassa. Nesse sentido foi possível verificar que para os tratamentos com pastejo (CP), a relação C/N da biomassa vegetal aérea inicial foi de 47:1 para os tratamentos com adubação nitrogenada no inverno (CP I_{150}). Para os tratamentos com pastejo e sem adubação nitrogenada na pastagem de inverno (CP I_0), a relação C/N foi de 50:1 (Tabela 4).

Nos tratamentos sem pastejo e com nitrogênio na pastagem (SP I_{150}), a relação C/N foi de 38:1, e de 54:1 para os tratamentos sem pastejo e sem adubação nitrogenada na pastagem (SP I_0) (Tabela 4).

Estes resultados indicam que em função do nitrogênio adicionado em cobertura na pastagem de inverno, a relação C/N diminuiu e para os tratamentos que não receberam nitrogênio houve o aumento na relação.

DERPSCH et al. (1985) em trabalho com coberturas verdes de inverno encontrou valores C/N para aveia preta de 28:1 e HOLTZ (1995) de 24:1, enquanto que outros autores obtiveram respostas superiores para a aveia preta, no qual verificaram relação C/N de 36:1 (HEINZMANN, 1985), AITA (1994) 40:1, LANG (2000) de 35 a 40:1 e CERETTA (2002) 38:1. Provavelmente os valores C/N do presente trabalho foram superiores aos autores acima citados pela interferência do azevém em mistura na biomassa, o que pode ser resultado de maiores teores de lignina, de celulose e de hemicelulose em sua composição.

4.3 RELAÇÃO C/P DA PALHADA

Foram avaliadas somente as relações C/P da fitomassa inicial (1ª amostragem) dos tratamentos para auxiliar em possíveis discussões dos resultados de decomposição e dinâmica dos nutrientes.

Para os tratamentos com pastejo e com adubação nitrogenada na pastagem de inverno (CP I₁₅₀) foram constatados valores C/P de 243:1. Para os tratamentos com pastejo, mas sem nitrogênio em cobertura no inverno (SP I₀), a relação C/P foi de 206:1 (Tabela 4).

Os tratamentos sem pastejo e com adubação nitrogenada (SP I₁₅₀), tiveram relação C/P de 286:1. Entretanto para os tratamentos sem pastejo e sem adubação nitrogenada no inverno (SP I₀) obtiveram resultados de 290:1 para relação C/P (Tabela 4).

As observações supramencionadas concordam com os resultados mostrados por LANG (2000), em que aveia preta teve relação C/P de 250 a 300:1. HOLTZ (1995) também evidenciou dados aproximados ao presente trabalho, com valores de 319:1 de C/P para a aveia preta.

TABELA 4 Relação C/N e C/P da 1ª amostragem da fitomassa aérea de aveia preta + azevém nos tratamentos com e sem pastejo (CP e SP) e com e sem adubação nitrogenada na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀), Ponta Grossa, PR, 2002.

| Relação | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 | T6 | T7 | T8 |
|---------|---------------------|----|-------------------|----|---------------------|----|-------------------|----|
| | CP I ₁₅₀ | | CP I ₀ | | SP I ₁₅₀ | | SP I ₀ | |
| C/N | 47:1 | | 50:1 | | 38:1 | | 54:1 | |
| C/P | 243:1 | | 206:1 | | 286:1 | | 290:1 | |

4.1 BIOMASSA VEGETAL AÉREA

Os resultados da análise de variância (anexo 3) para decomposição da biomassa vegetal aérea da aveia preta + azevém revelou que a interação entre os fatores (tratamentos e épocas de amostragem) foi estatisticamente significativa, indicando dependência entre os fatores.

Na comparação das médias em $t \cdot ha^{-1}$ (Tabela 5) para os tratamentos com pastejo (CP), T1, T2, T3 e T4, o teste de Tukey revelou diferenças estatísticas significativas ao nível de 5% de probabilidade. Os valores iniciais contidos na palhada foram de 3,87; 3,29; 3,22 e 3,24 $t \cdot ha^{-1}$ respectivamente, e ao final do ciclo do milho (132 dias) passaram a 1,89; 1,35; 2,07 e 1,48 $t \cdot ha^{-1}$, ou seja, uma perda da biomassa de 1,98; 1,94; 1,15 e 1,76 $t \cdot ha^{-1}$ respectivamente, ou ainda, decomposição de 51%, 59%, 36% e 54% da quantidade inicial da massa seca de aveia + azevém destes tratamentos respectivamente.

TABELA 5 Quantidade média de biomassa aérea de aveia preta + azevém ($t \cdot ha^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_0 e V_{150}), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | CP I_{150} V_0 | CP I_{150} V_{150} | CP I_0 V_0 | CP I_0 V_{150} |
|---------------------------|------|--------------------|------------------------|--------------------|--------------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 |
| 1 ^a - 01/11/02 | 0 | 3,87 ^{a*} | 3,29 ^a | 3,22 ^a | 3,24 ^a |
| 2 ^a - 19/11/02 | 18 | 3,20 ^b | 2,74 ^b | 2,85 ^a | 2,76 ^b |
| 3 ^a - 10/12/02 | 39 | 2,66 ^c | 2,01 ^c | 2,36 ^b | 2,16 ^c |
| 4 ^a - 09/01/03 | 69 | 2,41 ^c | 1,99 ^c | 2,32 ^b | 2,04 ^c |
| 5 ^a - 08/02/03 | 98 | 2,40 ^c | 1,56 ^d | 1,92 ^c | 2,01 ^c |
| 6 ^a - 11/03/03 | 132 | 1,89 ^d | 1,35 ^d | 2,07 ^{bc} | 1,48 ^d |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Para os tratamentos sem pastejo (SP), T5, T6, T7 e T8, o teste de Tukey mostrou diferenças significativas para as médias das épocas de decomposição da fitomassa para todos tratamento, dados em $t \cdot ha^{-1}$ (Tabela 6). Os valores iniciais da primeira amostragem (0 dias) foram de 7,09; 7,10; 5,68 e 5,07 $t \cdot ha^{-1}$ e aos 132 dias (6^a.amostragem) passaram a 2,89; 2,85; 3,34 e 2,45 $t \cdot ha^{-1}$, ou seja, uma perda da biomassa aérea de 4,20; 4,25; 2,34 e 2,62 $t \cdot ha^{-1}$, ou ainda decomposição de 59%, 60%, 41% e 52% respectivamente.

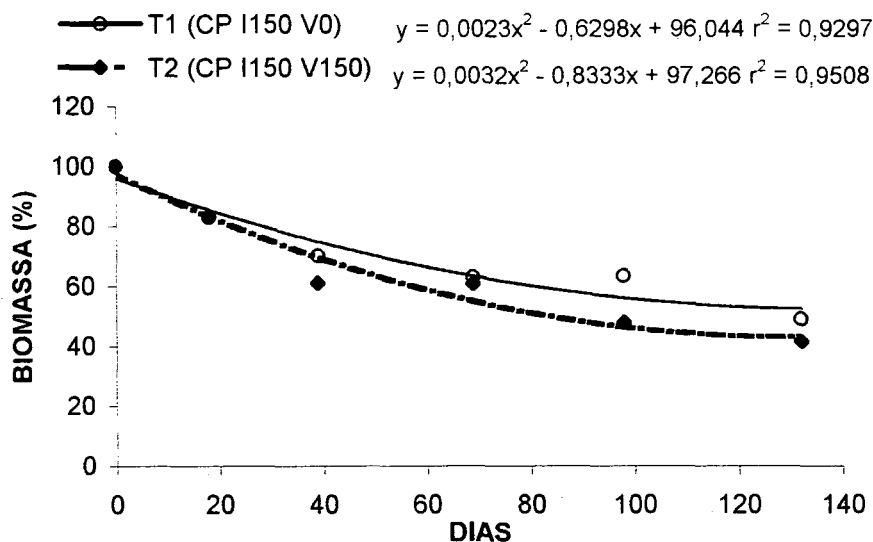


FIGURA 2 Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I₁₅₀), com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

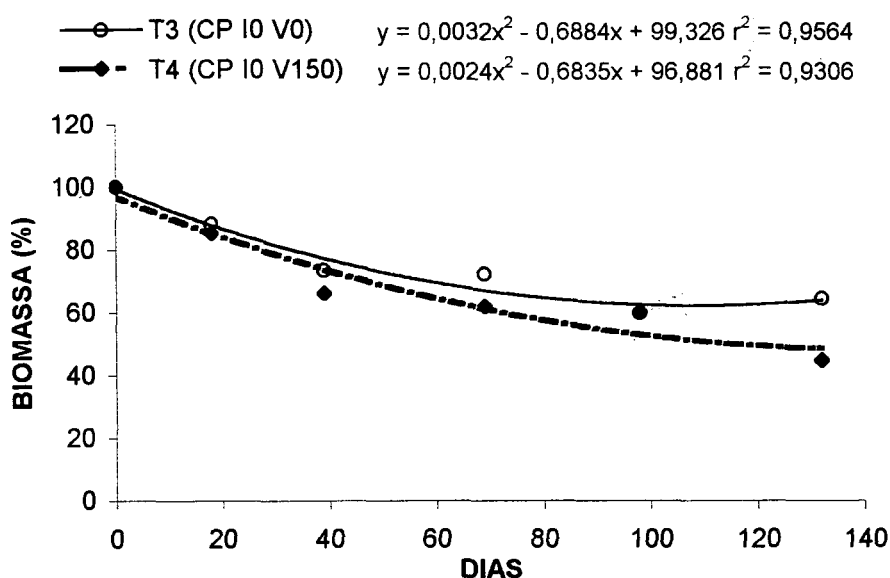


FIGURA 3 Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I₀), com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

TABELA 6 Quantidade média de biomassa aérea de aveia preta + azevém ($t \cdot ha^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | SP I_{150} V_0 T5 | SP I_{150} V_{150} T6 | SP I_0 V_0 T7 | SP I_0 V_{150} T8 |
|---------------------------|------|--------------------------|------------------------------|----------------------|--------------------------|
| 1 ^a - 01/11/02 | 0 | 7,09 ^{a*} | 7,10 ^a | 5,68 ^a | 5,07 ^a |
| 2 ^a - 19/11/02 | 18 | 5,93 ^b | 5,81 ^b | 4,99 ^a | 4,32 ^b |
| 3 ^a - 10/12/02 | 39 | 4,53 ^c | 4,55 ^c | 4,09 ^b | 3,53 ^c |
| 4 ^a - 09/01/03 | 69 | 3,67 ^d | 3,72 ^d | 3,70 ^{bc} | 3,10 ^{cd} |
| 5 ^a - 08/02/03 | 98 | 3,46 ^d | 3,39 ^d | 3,61 ^{bc} | 2,73 ^{de} |
| 6 ^a - 11/03/03 | 132 | 2,89 ^e | 2,85 ^e | 3,34 ^c | 2,44 ^e |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Nos primeiros 18 dias a massa seca inicial que permanecia na superfície do solo era de 83%, 83%, 88% e 85% e aos 39 dias era de 69%, 61%, 73% e 67% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente. Já nos tratamentos T5, T6, T7 e T8 a massa seca remanescente na superfície do solo nos primeiros 18 dias era 83%, 73%, 88% e 85%, enquanto que aos 39 dias era de 64%, 64%, 72% e 69% respectivamente aos tratamentos. AITA (2003) seguiu o mesmo padrão, concluindo que ao final do 1º mês após a colocação das bolsas de decomposição no campo, 81% da massa seca da aveia ainda estava sobre o solo.

Vale ressaltar que nos tratamentos com e sem pastejo (CP e SP) e que não receberam nitrogênio na pastagem de inverno e na cultura de verão (I_0 V_0), ou seja, T3 e T7, resultaram nas menores taxas de decomposição, fato este que pode ser devido a imobilização inicial do nitrogênio (N) pelos microrganismos decompositores presentes na biomassa vegetal.

De acordo com o experimento conduzido por CERETTA et al. (2002) a taxa de decomposição do resíduo da parte aérea da aveia preta foi mais influenciada pela quantidade produzida do que pelo teor de N mineral do solo. Ainda segundo o mesmo autor os percentuais de decomposição de massa seca de aveia preta após 115 dias do manejo variaram entre 77 a 81%, quando foi aplicado N no perfilhamento, enquanto os percentuais ficaram entre 83% e 87% quando não foi aplicado N na aveia.

Os valores de perda de massa obtidos neste trabalho foram menores comparados aos de CERETTA et al. (2002) em avaliação da decomposição dos resíduos das plantas de cobertura mostraram que, aos 30 dias após a dessecação, os percentuais foram de 38% para aveia+ervilhaca e 34% para a aveia preta, enquanto que aos 120 dias os percentuais foram de 67 e 66% para os resíduos de aveia+ervilhaca e aveia preta, respectivamente.

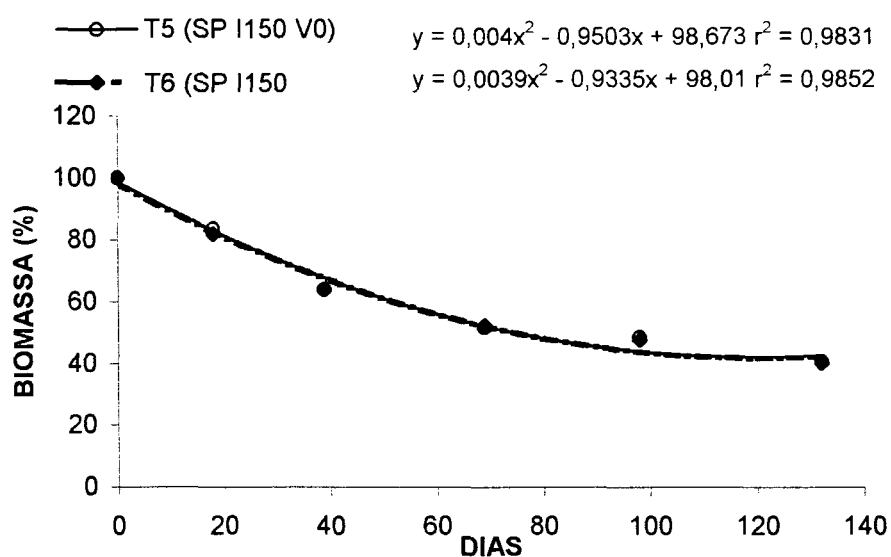


FIGURA 4 Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

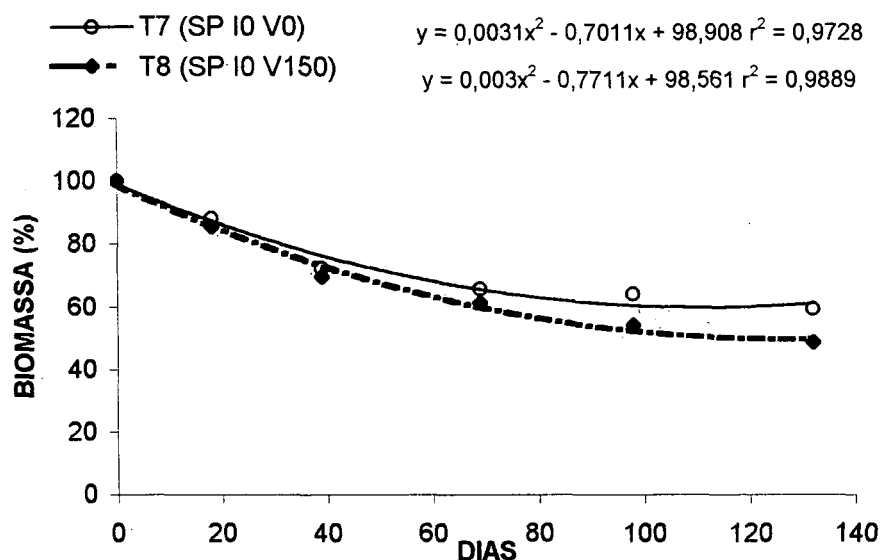


FIGURA 5 Porcentagem de biomassa aérea remanescente de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

BASSO e REINERT (1998) obtiveram valores de decomposição de 66% de massa seca de aveia preta, após 120 dias da sua dessecação. BERTOL et al. (1998) verificaram após um período de avaliação de 180 dias, que o resíduo de aveia apresentou diminuição de 80% na massa e de 60% na cobertura.

4.4 FÓSFORO TOTAL

A análise de variância revelou que não houve interação entre os fatores tratamento e épocas de amostragem indicando que os fatores são independentes para ambas as variáveis, existindo diferenças entre as épocas estudadas (Anexo 3).

A decomposição de P da palhada de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho apresentou em seus teores uma diferença significativa ao nível de 5% para o teste de Tukey em todos os tratamentos envolvidos (Tabela 7).

Para o P verificou-se que no início do ciclo do milho a palhada inicial (1ª amostragem) de aveia preta + azevém continham quantidades que variaram de 8,97 a 10,31 kg de P ha⁻¹ para os tratamentos com pastejo (CP) e 12,54 a 17,32 kg de P ha⁻¹ para os tratamentos sem pastejo (SP). Os valores encontrados neste trabalho para os tratamentos com pastejo corroboram por DERPSCH et al. (1991) e DERPSCH e CALEGARI (1992), que relataram que a aveia preta recicla quantidades de P que variam de 8 a 12 kg de P ha⁻¹, porém foram inferiores para os tratamentos sem pastejo. Constatou-se que os menores valores se devem ao fato dos tratamentos pastejados apresentarem valores de biomassa menores, como verificados na Tabela 4. Porém, vale ressaltar que parte destes nutrientes da biomassa foi ingerida pelos animais e posteriormente retornaram via fezes e urina, muitos destes prontamente disponíveis às plantas da cultura sucessora. Esta quantia de nutrientes que retornam ao solo via excrementos podem variar amplamente entre os sistemas de cultivo. Segundo BARROW (1975) o P é excretado quase que exclusivamente pelas fezes e a quantidade de P retornado depende principalmente da quantidade de P contida na dieta e da espécie animal. Portanto, a ciclagem deste elemento no sistema de integração lavoura-pecuária é bastante complexa e demanda um estudo mais aprofundado dos fatores envolvidos.

Para os tratamentos com pastejo (CP), T1, T2, T3 e T4, a palhada continha em seus tecidos respectivamente 10,31; 8,97; 9,82 e 9,90 kg de P ha⁻¹ na 1ª amostragem e aos 39 dias houve redução para 3,73; 3,21; 3,80 e 2,68 kg de P ha⁻¹, ou seja, o P remanescente na fitomassa foi de 36%, 36%, 39% e 27% da quantidade inicial respectivamente. Este P

liberado logo no início do processo de decomposição pode estar mais vinculado ao P inorgânico que é solúvel em água, e de acordo com MALAVOLTA (1980), esta forma representa uma porção relativamente alta do P total no tecido das plantas, podendo variar de 15% a 70% do P total. Aos 132 dias (6ª. amostragem) da colocação dos "litter bags" os valores passaram para 2,18; 1,63; 2,64 e 1,69 kg de P ha⁻¹, sendo que o P remanescente foi de 21%, 18%, 27% e 17%, respectivamente aos tratamentos T1, T2, T3 e T4 (Tabela 7 e Figuras 6 e 7). Estes resultados corroboram com WILKINSON e LOWREY (1973) onde citam que 69% e 80% do P total da planta pode ser lavado da vegetação dessecada ou morta.

TABELA 7 Quantidade média de P da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | CP I ₁₅₀ V ₀ T1 | CP I ₁₅₀ V ₁₅₀ T2 | CP I ₀ V ₀ T3 | CP I ₀ V ₁₅₀ T4 |
|--------------|------|--|--|--|--|
| 1ª- 01/11/02 | 0 | 10,31 ^{a*} | 8,97 ^a | 9,82 ^a | 9,90 ^a |
| 2ª- 19/11/02 | 18 | 6,95 ^a | 5,71 ^b | 6,03 ^b | 5,64 ^b |
| 3ª- 10/12/02 | 39 | 3,73 ^b | 3,21 ^c | 3,80 ^c | 2,68 ^c |
| 4ª- 09/01/03 | 69 | 3,53 ^b | 3,02 ^{cd} | 3,17 ^{cd} | 2,81 ^c |
| 5ª- 08/02/03 | 98 | 2,79 ^b | 2,25 ^{cd} | 2,56 ^{cd} | 2,33 ^{cd} |
| 6ª- 11/03/03 | 132 | 2,18 ^c | 1,63 ^d | 2,64 ^d | 1,69 ^d |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Nas parcelas que não sofreram influencia dos animais (SP), ou seja, nos tratamentos T5, T6, T7 e T8, os valores iniciais (1ª. amostragem) foram aproximadamente de 16,61; 17,32; 13,84 e 12,54 kg P ha⁻¹ respectivamente, e aos 39 dias (3ª amostragem), passaram para 7,02; 8,42; 5,30 e 5,33, ou seja, o P remanescente neste período foi de 42%, 49%, 38% e 43%. Já ao final do ciclo do milho, ou aos 132 dias da colocação dos "litter bags", estes valores reduziram-se para 4,00; 3,65; 4,04 e 3,79 kg de P ha⁻¹, portanto 24%, 21%, 29% e 30% de P remanescente respectivamente (Tabela 8 e Figuras 8 e 9).

Estes resultados aproximam-se com obtidos por outros autores. HOLTZ (1995), avaliando a decomposição da aveia preta na cultura da soja constatou porcentagem de P remanescente de 15% nos tecidos da planta em relação ao P no início do ciclo da cultura. LANG (2000) estimou o P remanescente da aveia preta variando de 32% a 30% aos 106 dias do ciclo do feijão. GIACOMINI et al. (1999) trabalhando com diferentes plantas de cobertura, inclusive aveia preta e nabo forrageiro constataram menos de 40% do P nos resíduos aos 182 dias.

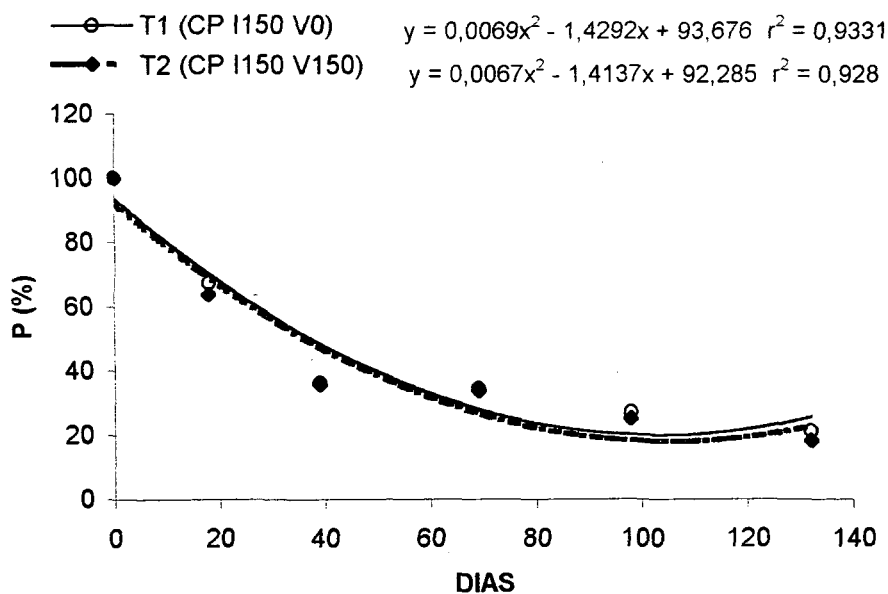


FIGURA 6 Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}), com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

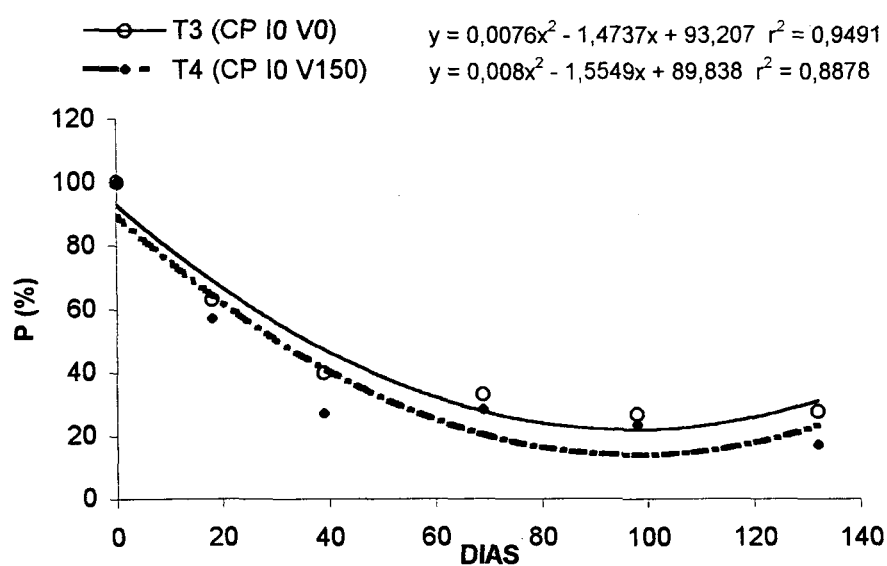


FIGURA 7 Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0), com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

TABELA 8 Quantidade média de P da fitomassa aérea de aveia preta + azevém ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I_{150} e I_0) e na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | SP I_{150} V_0 T5 | SP I_{150} V_{150} T6 | SP I_0 V_0 T7 | SP I_0 V_{150} T8 |
|---------------------------|------|--------------------------|------------------------------|----------------------|--------------------------|
| 1 ^a - 01/11/02 | 0 | 16,61 ^{a*} | 17,32 ^a | 13,84 ^a | 12,54 ^a |
| 2 ^a - 19/11/02 | 18 | 10,76 ^b | 11,56 ^{ab} | 8,43 ^b | 7,68 ^b |
| 3 ^a - 10/12/02 | 39 | 7,02 ^{bc} | 8,42 ^{bc} | 5,30 ^c | 5,33 ^{bc} |
| 4 ^a - 09/01/03 | 69 | 7,02 ^{bc} | 7,20 ^c | 4,53 ^c | 4,02 ^c |
| 5 ^a - 08/02/03 | 98 | 5,51 ^{cd} | 6,08 ^{cd} | 4,44 ^c | 3,94 ^c |
| 6 ^a - 11/03/03 | 132 | 4,00 ^d | 3,65 ^d | 4,04 ^c | 3,79 ^c |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Pode-se inferir que no tratamento 1 (T1), 67% do P permanecia na palhada nos primeiros 18 dias, de amostragem. Na segunda amostragem, efetuada aos 39 dias, este valor decresceu para 36%. Os valores de P remanescente na palhada nos 18 primeiros dias para os demais tratamentos foram 64%, 61%, 57%, 65%, 67%, 61% e 61%, e nos 39 primeiros dias foram 36%, 39%, 27%, 42%, 49%, 38% e 42% respectivamente T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8. Portanto, verificou-se que em média 63% do P permanecia na palhada nos 18 primeiros dias e que havia em média 39% do P remanescente nos resíduos aos 39 primeiros dias de amostragem. Estes dados demonstram quão notório foi a liberação de P até 39 dias, constatando que houve uma mineralização inicial bastante rápida quando comparado ao trabalho de GIACOMINI et al. (2003), no qual obtiveram dados superiores a 90% de P contido no resíduos culturais de aveia nos primeiros 15 dias e de DA ROS (1993) onde 67% do P da aveia permaneciam nos resíduos nos primeiros 30 dias após o manejo das plantas com uma gradagem.

Segundo BUCHANAN e KING (1993), a rápida liberação de P no período inicial da decomposição dos resíduos culturais está ligada à perda do P solúvel em água (P inorgânico e monoésteres), restando nos resíduos as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolipídios, fosfoproteínas), dependentes da população microbiana do solo para a sua mineralização (FROSSARD et al., 1995⁶; citado por GIACOMINI et al., 2003). Então a avaliação da concentração do P inorgânico pode ser

⁶ FROSSARD, E.; FROSSARD, M.; HEDLEY, M. J.; MATHERELL, A. Reactions controlling the cycling of P in soil. In: TIESIOM, H. (Org.). **Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management**. Chichester: J. Wiley, 1995. p. 107-146.

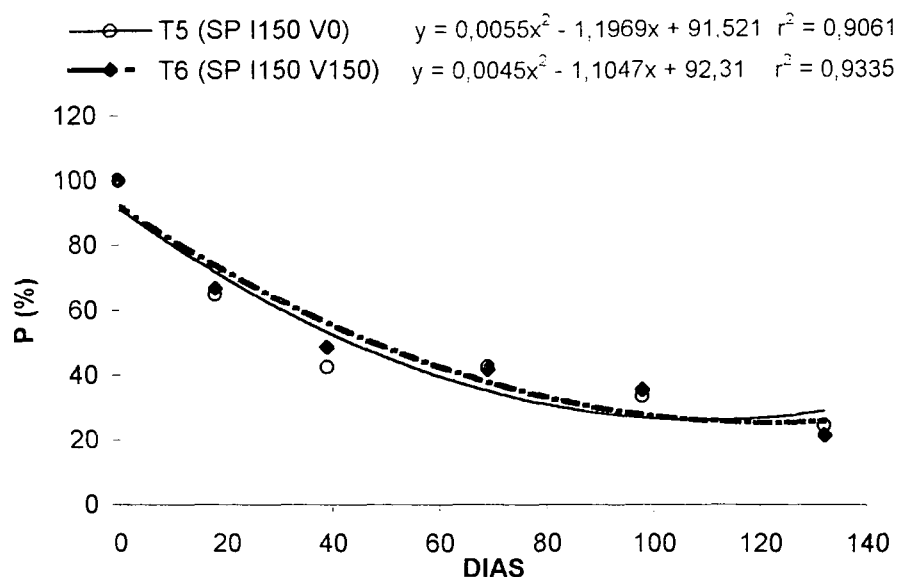


FIGURA 8 Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

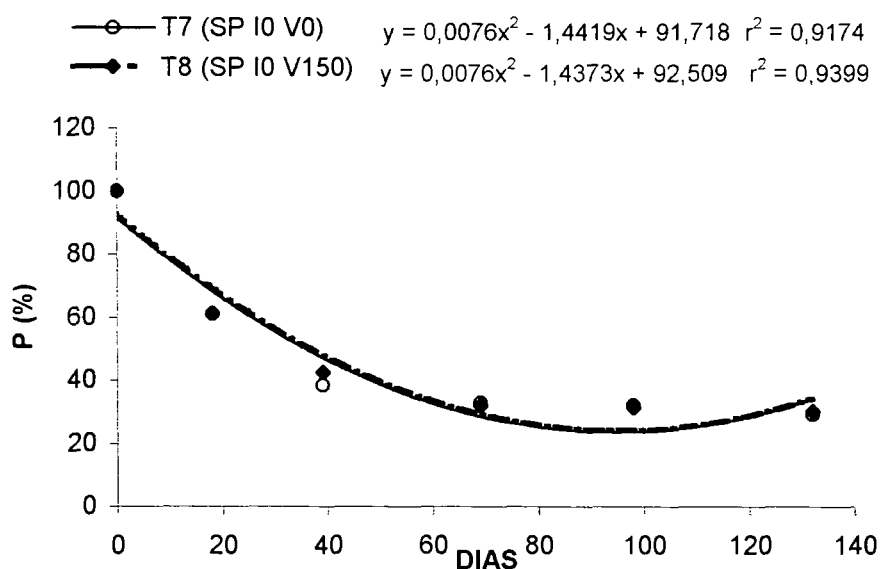


FIGURA 9 Porcentagem de P remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

um bom indicativo da velocidade de liberação de P nos estádios iniciais de decomposição dos resíduos culturais (MARSCHNER, 1995; MALAVOLTA et al., 1997). As altas precipitações ocorridas nos meses de novembro e dezembro, durante a condução do experimento, mostraram claramente a rápida liberação do P solúvel em água nos 39 dias iniciais da decomposição da palhada. Pode-se dizer que nas áreas pastejadas a dinâmica de liberação de P foi superior às áreas não pastejadas.

4.5 POTÁSSIO

Os resultados da análise de variância (Anexo 3) revelaram que as interações entre os fatores tratamentos e épocas para o nutriente K foi estatisticamente significativa, indicando que os fatores não são independentes.

No teste para comparação das médias (Tabela 9) mostrou que a decomposição e dinâmica do K da palhada de aveia preta + azevém no transcorrer do tempo no sistema de integração lavoura-pecuária foram diferentes estatisticamente para todos os tratamentos.

Os valores para o K variaram de 57,74; 48,46; 48,74 e 49,33 kg.ha⁻¹ na amostragem inicial (1ª amostragem), quando os "litter bags" foram colocados à campo (01/11/2002) e aos 132 dias (6ª. Amostragem) estes valores decresceram para 1,90; 1,67; 2,80 e 1,27 kg.ha⁻¹ de K para os tratamentos com pastejo (CP): T1, T2, T3 e T4 respectivamente. Portanto, somente 3%, 3%, 6% e 3% respectivamente, permaneciam na biomassa residual aos 132 dias. (Tabela 9 e Figuras 10 e 11).

TABELA 9 Quantidade média de K da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | CP I ₁₅₀ V ₀ T1 | CP I ₁₅₀ V ₁₅₀ T2 | CP I ₀ V ₀ T3 | CP I ₀ V ₁₅₀ T4 |
|--------------|------|--|--|--|--|
| 1ª- 01/11/02 | 0 | 57,74 ^{a*} | 48,46 ^a | 48,74 ^a | 49,33 ^a |
| 2ª- 19/11/02 | 18 | 22,50 ^b | 22,00 ^b | 15,54 ^b | 15,93 ^b |
| 3ª- 10/12/02 | 39 | 3,99 ^c | 3,81 ^c | 4,66 ^c | 2,46 ^c |
| 4ª- 09/01/03 | 69 | 3,91 ^c | 2,48 ^{cd} | 3,10 ^{cd} | 2,36 ^c |
| 5ª- 08/02/03 | 98 | 2,81 ^{cd} | 2,47 ^{cd} | 3,08 ^{cd} | 3,27 ^c |
| 6ª- 11/03/03 | 132 | 1,90 ^d | 1,67 ^d | 2,80 ^d | 1,27 ^d |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

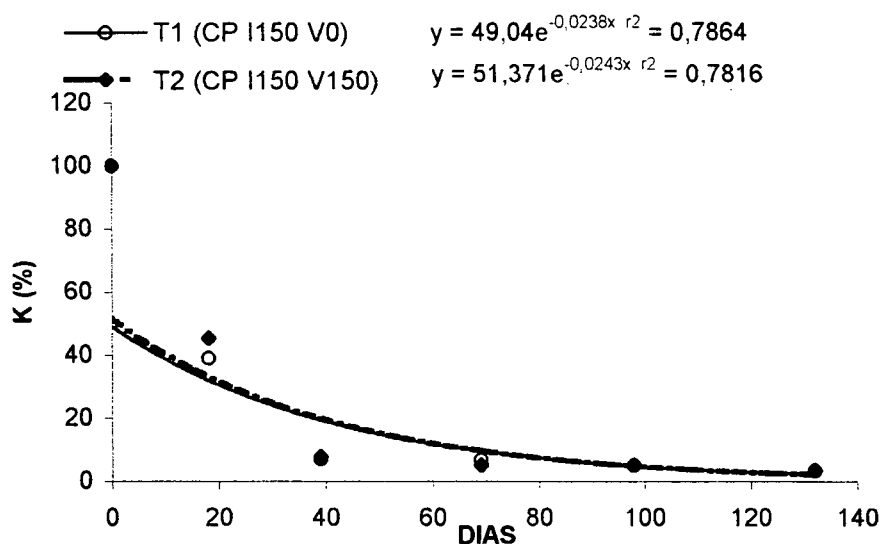


FIGURA 10 Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I_{150}) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

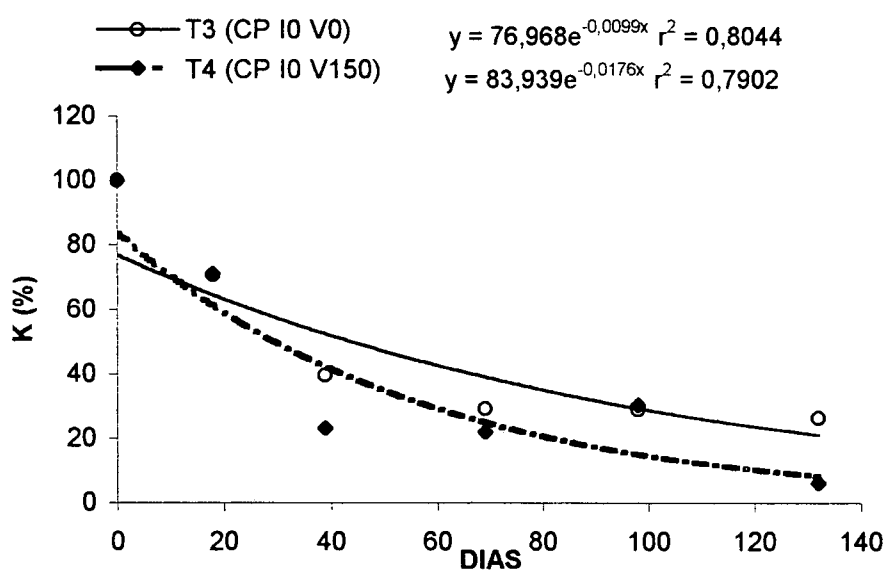


FIGURA 11 Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I_0) e com e sem N na cultura de verão (V_{150} e V_0), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

Para os tratamentos sem pastejo (SP) os valores iniciais (1ª amostragem) foram de 124,08; 125,06; 63,95 e 56,77 kg de K ha⁻¹ para T5, T6, T7 e T8; enquanto que ao final do ciclo do milho (132 dias) os resultados apresentaram 4,43; 3,64; 5,10 e 4,24 kg de K ha⁻¹, ou seja, 4%; 3%; 8% e 7% de K respectivamente, permaneciam nos resíduos aos 132 dias (Tabela 10 e Figuras 12 e 13).

TABELA 10 Quantidade média de K da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | SP I ₁₅₀ V ₀ | SP I ₁₅₀ V ₁₅₀ | SP I ₀ V ₀ | SP I ₀ V ₁₅₀ |
|--------------|------|------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|
| | | T5 | T6 | T7 | T8 |
| 1ª- 01/11/02 | 0 | 124,10 ^{a*} | 125,10 ^a | 63,95 ^a | 56,77 ^a |
| 2ª- 19/11/02 | 18 | 36,19 ^b | 44,40 ^b | 27,05 ^b | 20,61 ^b |
| 3ª- 10/12/02 | 39 | 9,79 ^c | 10,67 ^c | 8,36 ^c | 6,20 ^c |
| 4ª- 09/01/03 | 69 | 8,18 ^{cd} | 7,37 ^{cd} | 5,48 ^c | 4,32 ^c |
| 5ª- 08/02/03 | 98 | 5,74 ^{de} | 5,67 ^{de} | 6,31 ^c | 4,41 ^c |
| 6ª- 11/03/03 | 132 | 4,43 ^e | 3,64 ^e | 5,10 ^c | 4,24 ^c |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Verificou-se que nos tratamentos sem pastejo (SP), praticamente dobraram as quantidades iniciais de K.ha⁻¹ para as parcelas que receberam nitrogênio no inverno (I₁₅₀), ao mesmo tempo que aumentaram também as porcentagens de mineralização nestes tratamentos, o mesmo não foi observado para os tratamentos com pastejo.

Verificou-se que para os tratamentos sem pastejo a decomposição e conseqüente dinâmica do K foi mais intensa nos tratamentos que receberam adubação nitrogenada no inverno, demonstrando uma maior imobilização nos tratamentos sem nitrogênio na pastagem. Por outro lado os tratamentos que sofreram a interferência dos animais (CP) não demonstraram pelo teste de Tukey diferenças na dinâmica de decomposição deste elemento, o que provavelmente possa ter sido atribuído a reciclagem maior dos nutrientes efetuada pela presença dos animais no sistema, através de suas dejeções, permitindo uma menor imobilização do nitrogênio nos resíduos. Pois a urina animal que consegue penetrar no solo e escapar das perdas, é considerada uma fonte prontamente disponível de nutrientes (em especial N, K e B) às forragens (WILKINSON e Lowrey, 1973; SPAIN e SALINAS, 1984). Além disso, a característica de alta capacidade de ciclagem de nutrientes e da profundidade do sistema radicular das pastagens tem grande importância nas práticas culturais de manutenção (Macedo, 2003). O que agrega ao fato de que as fertilizações que

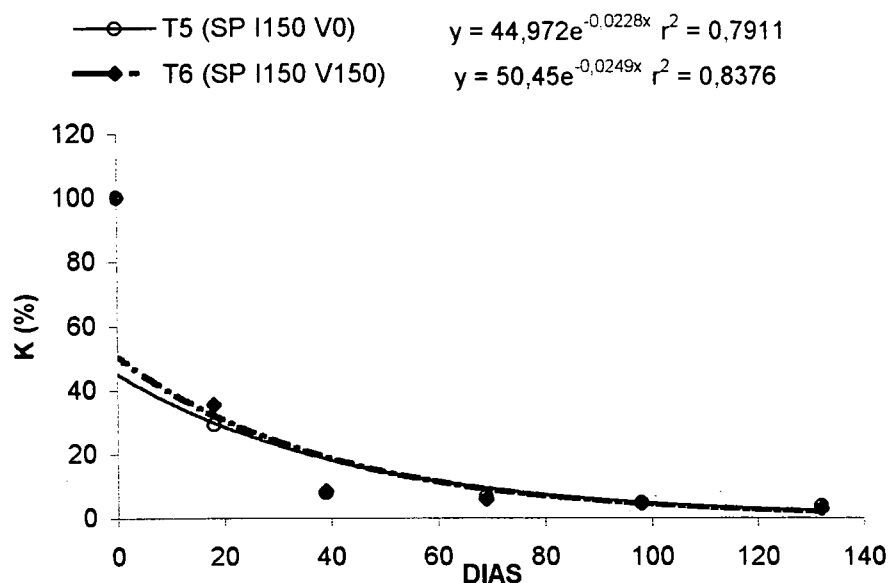


FIGURA 12 Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

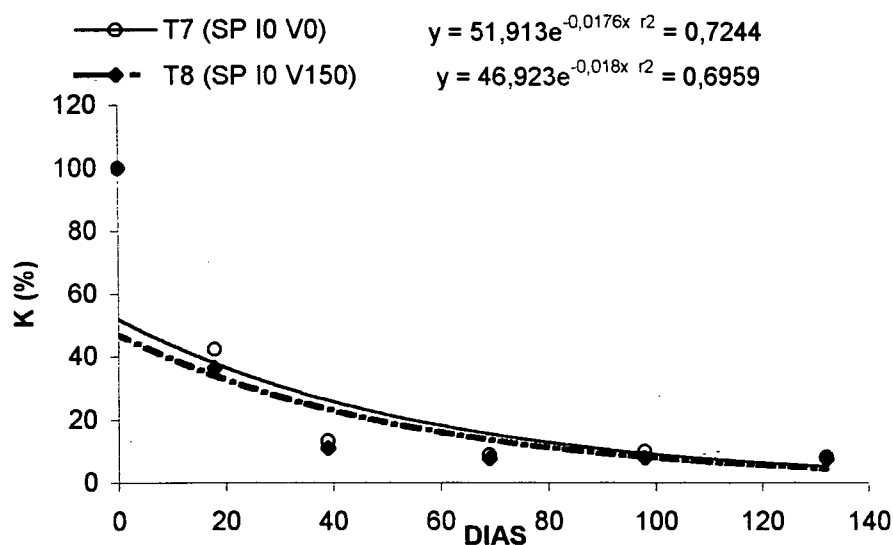


FIGURA 13 Porcentagem de K remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

são efetuadas tanto na pastagem de inverno, como na cultura de verão no sistema de integração lavoura-pecuária contribuem de forma relevante, não somente para maior produção de massa seca e maior qualidade da forragem, como também no desenvolvimento do sistema radicular das plantas e na ciclagem dos nutrientes.

Aos 18 dias os níveis K remanescente nos tecidos para os tratamentos T1, T2, T3, e T4 eram de 39%, 45%, 32% e 32%; e aos 39 dias eram de 7%; 8%; 10% e 5% respectivamente para cada tratamento. Para T5, T6, T7 e T8 encontrou-se 29%, 35%, 42% e 36% de K nos resíduos culturais aos 18 dias e de 8%, 8%, 13% e 11% aos 39 dias.

A dinâmica do K foi maior nos primeiros 39 dias, sendo mais que a metade (em média 63%) foi liberada nos primeiros 18 dias e em média 90% nos 39 dias iniciais. De acordo com GIACOMINI et al. (2003), aproximadamente 70% do K no tecido vegetal das diferentes espécies é solúvel em água.

Isto pode ser justificado pelo fato do K não fazer parte de nenhum componente estrutural na planta (MARSCHNER, 1995), mantendo-se na forma de cátion monovalente, o qual confere a este macronutriente uma alta mobilidade, sendo facilmente lixiviado, com menor dependência dos processos biológicos para sua liberação. Sendo assim a decomposição dos restos vegetais o libera na sua totalidade rapidamente (BORKERT et al., 2003). O manejo da dessecação visando o aproveitamento do K para a cultura sucessora deve ser efetuado mais próximo possível à semeadura, visto a rápida liberação do elemento dos resíduos da palhada.

Aliado a este fator, as precipitações pluviométricas ocorridas nos estádios iniciais da cultura do milho favoreceram a rápida liberação do K da palhada da superfície do solo. Segundo SCHOMBERG e STEINER (1999) mecanismos físicos (chuvas) e químicos (qualidade do resíduo) estão envolvidos na liberação do nutriente e que, em razão da elevada taxa de liberação de K dos resíduos culturais, parte poderá ser perdido no solo pela lixiviação. Além do mais, a quantidade de macronutrientes lixiviados da palha guarda estreita relação com os teores no tecido vegetal, sendo o K o elemento mais lixiviado (CALONEGO et al., 2003).

Os dados obtidos neste trabalho estão de acordo com SANTI et al. (1999), que relataram ser o K o nutriente mais ciclado pela aveia, alcançando 127 kg.ha^{-1} de K na fitomassa.

Para a palhada milho e arroz, TIAN et al. (1992) encontrou que 80% do K foi liberado em aproximadamente sete semanas, dados estes, inferiores aos encontrados com aveia preta + azevém neste trabalho.

4.6 CÁLCIO

Os resultados da análise de variância demonstraram que não existe interação dos fatores tratamento e época, indicando que os mesmos são independentes para ambas as variáveis (Anexo 3).

Para o macronutriente Ca os valores obtidos na decomposição e dinâmica deste elemento nos tratamentos T1, T3, T7 e T8, apresentaram diferença estatística na comparação das médias pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade apenas da primeira época (1ª amostragem) em relação a segunda época (18 dias ou 2ª amostragem). Nos demais tratamentos (T2, T4, T5, T6), o teste de comparação das médias de acordo com as épocas mostrou que a liberação de Ca foi progressiva (Tabelas 11 e 12).

Para os tratamentos com pastejo (CP), T1, T2, T3 e T4, as quantidades iniciais de Ca foram 16,26; 13,99; 13,91 e 14,16 kg de Ca ha⁻¹ e aos 39 dias do plantio (3ª amostragem) estes valores diminuíram para 9,14; 7,82; 8,79; e 8,21 kg de Ca ha⁻¹, ou seja, o Ca remanescente nos tecidos da palhada aos 39 dias eram de 56%, 54%, 64% e 58% respectivamente.

Aos 132 dias da colocação dos "litter bags" (6ª amostragem), a liberação de Ca foi de 7,50; 8,66; 5,06 e 7,68 kg ha⁻¹, ou seja, permaneciam nos tecidos residuais 54%, 40%, 63% e 46% de Ca para os mesmos tratamentos respectivamente (Tabela 11 e Figuras 14 e 15).

TABELA 11 Quantidade média de Ca da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | CP I ₁₅₀ V ₀ T1 | CP I ₁₅₀ V ₁₅₀ T2 | CP I ₀ V ₀ T3 | CP I ₀ V ₁₅₀ T4 |
|--------------|------|--|--|--|--|
| 1ª- 01/11/02 | 0 | 16,26 ^{a*} | 14,49 ^a | 13,66 ^a | 14,16 ^a |
| 2ª- 19/11/02 | 18 | 10,33 ^b | 10,79 ^{ab} | 9,55 ^b | 9,74 ^b |
| 3ª- 10/12/02 | 39 | 9,14 ^b | 7,82 ^{cd} | 8,79 ^b | 8,21 ^{bc} |
| 4ª- 09/01/03 | 69 | 9,74 ^b | 8,76 ^{bc} | 8,80 ^b | 7,84 ^{bc} |
| 5ª- 08/02/03 | 98 | 9,77 ^b | 8,51 ^{bc} | 7,86 ^b | 8,47 ^{bc} |
| 6ª- 11/03/03 | 132 | 8,77 ^b | 5,83 ^d | 8,60 ^b | 6,48 ^c |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

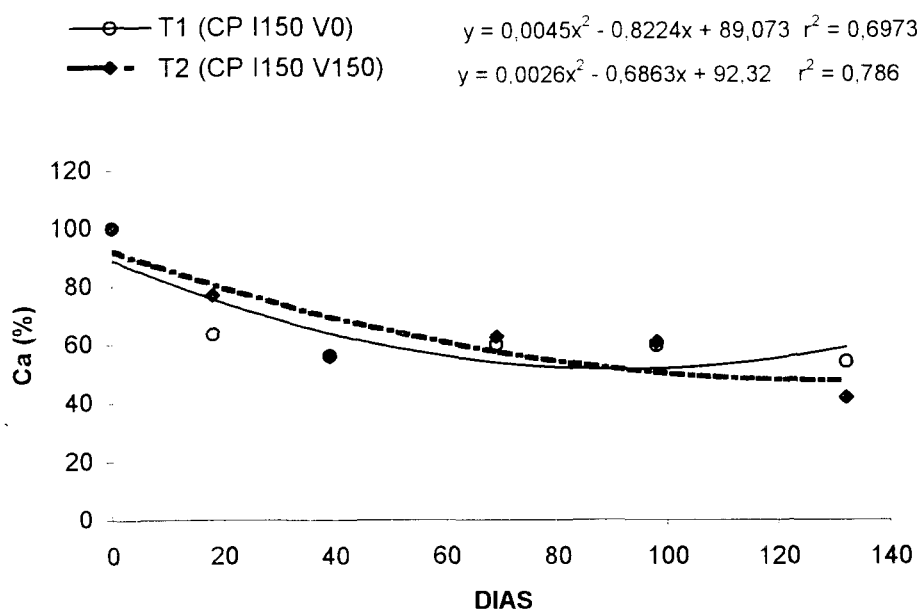


FIGURA 14 Porcentagem de Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

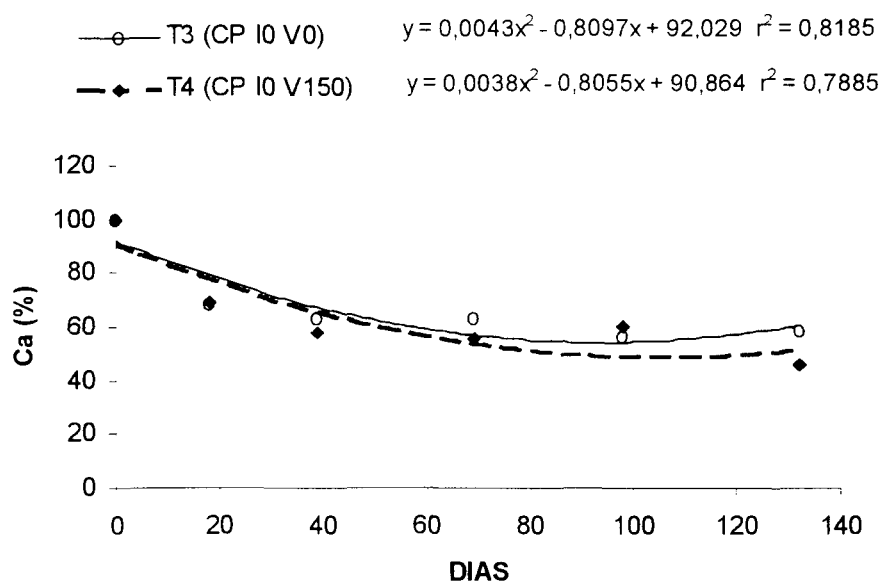


FIGURA 15 Porcentagem Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

Para os tratamentos sem pastejo (SP), T5, T6, T7 e T8 os valores iniciais de Ca foram de 33,00; 33,17; 24,59 e 20,72 kg de Ca.ha⁻¹ e aos 39 dias estes valores reduziram para 17,99; 22,38; 14,69 e 13,06 kg de Ca.ha⁻¹, portanto 55%, 67%, 60% e 63% do Ca permaneciam na biomassa residual. Já aos 132 dias houve uma liberação de 18,99; 19,30; 11,86 e 8,94 kg de Ca.ha⁻¹, ou seja, o Ca remanescente era de 42%, 42%, 52% e 57% para os mesmos tratamentos respectivamente (Tabela 11 e Figuras 16 e 17).

TABELA 12 Quantidade média de Ca da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | SP I ₁₅₀ V ₀ | SP I ₁₅₀ V ₁₅₀ | SP I ₀ V ₀ | SP I ₀ V ₁₅₀ |
|---------------------------|------|------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|
| | | T5 | T6 | T7 | T8 |
| 1 ^a - 01/11/02 | 0 | 33,00 ^{a*} | 33,17 ^a | 24,59 ^a | 20,72 ^a |
| 2 ^a - 19/11/02 | 18 | 21,74 ^b | 20,32 ^b | 17,32 ^b | 13,43 ^b |
| 3 ^a - 10/12/02 | 39 | 17,99 ^{bc} | 22,38 ^b | 14,69 ^b | 13,06 ^b |
| 4 ^a - 09/01/03 | 69 | 16,97 ^{bc} | 19,77 ^{bc} | 12,66 ^b | 11,69 ^b |
| 5 ^a - 08/02/03 | 98 | 17,18 ^{bc} | 17,67 ^{bc} | 13,36 ^b | 10,85 ^b |
| 6 ^a - 11/03/03 | 132 | 14,01 ^c | 13,87 ^c | 12,73 ^b | 11,78 ^b |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Constatou-se neste trabalho que a maior dinâmica do Ca foi no tratamento com pastejo e com adubações nitrogenada na pastagem de aveia com azevém e na cultura do milho (CP I₁₅₀V₁₅₀), podendo atribuir a influência do animal e fertilizações na mineralização da palhada.

CALONEGO et al. (2003) trabalhando com lixiviação de nutrientes da palhada de diversas espécies encontrou que a lixiviação de Ca chegou no máximo a 5% no tritcale, citando ainda que isso provavelmente ocorreu devido esse elemento ser constituinte de estruturas muito mais insolúveis que o Mg (SALISBURY e ROSS, 1992).

Na planta, a ciclagem de um elemento depende de vários fatores, dentre os quais a mobilidade que o elemento apresenta dentro da planta. Neste caso o Ca é considerado imóvel nos vegetais (MENGEL e KIRKBY, 1982). No sistema de integração lavoura-pecuária as raízes de coberturas como aveia e o azevém promovem a recuperação de nutrientes lixiviados através da absorção destes em profundidade; assim como permite a percolação de nutrientes da camada superficial para camadas inferiores do perfil do solo através dos canículos formados pelas raízes quando decompostas. A manutenção do solo constantemente coberto provoca aumento na concentração na camada superficial do solo, especialmente de P e Ca (NOLLA e ANGHINONI, 2003).

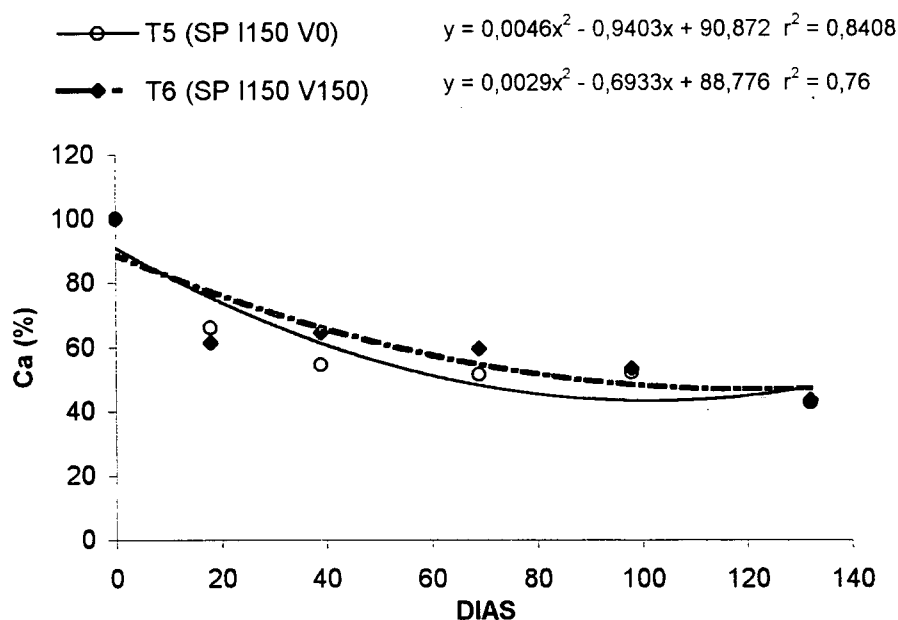


FIGURA 16 Porcentagem de Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

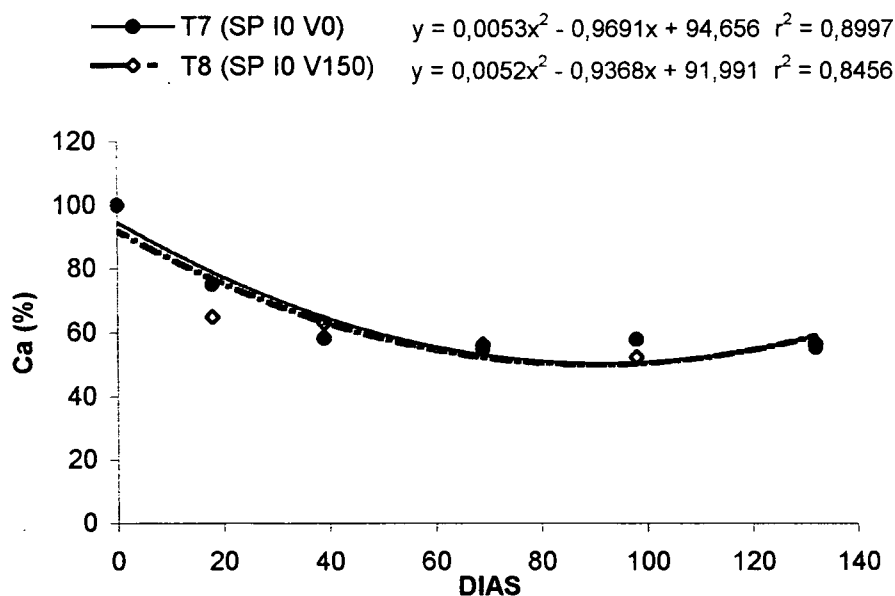


FIGURA 17 Porcentagem de Ca remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

Para os animais a principal via de excreção de Ca é pela fezes, sendo seu conteúdo em torno de 1,2 a 2,5%.

LANG (2000) que estimou durante o ciclo do feijoeiro, porcentagens de Ca contido na palhada de aveia-preta aos 106 dias de aproximadamente 47%, 43%, e 51% decompostos nos estádios vegetativo (94 dias), florescimento (103 dias) e pleno florescimento (116 dias) respectivamente.

Resultados inferiores a este trabalho com relação ao Ca foram obtidos em Piracanjuba (GO) por MAGALHÃES (1997), com pastagem de *Brachiaria brizantha*, e seis toneladas de massa seca, encontrando aproximadamente 13 kg.ha⁻¹ de Ca nos resíduos iniciais. BORKERT et al. (2003) verificaram que a aveia-preta também recicla Ca, podendo retornar ao solo, em média, 68 kg.ha⁻¹ de Ca, com rendimento de 7,5 a 10 t.ha⁻¹ de massa seca. Este valor foi bem superior ao valor mais alto da palhada inicial (1ª amostragem) encontrado no presente trabalho, que foi de 33,17 Kg de Ca.ha⁻¹.

No entanto notou-se que em todos os tratamentos houve mineralização de Ca, porém mais ao final do ciclo da cultura do milho ocorreu, em maior ou menor escala, um acréscimo nos teores de Ca nos resíduos de aveia preta + azevém. KOUKOURA (1998) também verificou aumento no teor de Ca, conforme variava a temperatura, em estudo de decomposição de plantas de C3 (*Festuca ovina* H.) e C4 (*Dichanthium ischaemun* L. e *Chrysopogon gryllus* L.). O aumento de Ca nos tecidos da aveia preta + azevém podem ser oriundos da lixiviação deste elemento pela cultura do milho.

A dinâmica do Ca na palhada ainda necessita de muitos estudos, poucos autores tem trabalhado com a decomposição e liberação de Ca dos resíduos vegetais com dados deste elemento no transcorrer do tempo, inferindo muitas vezes apenas o conteúdo inicial do nutriente como passível de ser reciclado.

4.7 MAGNÉSIO

Os resultados da análise de variância revelaram que não existe interação dos fatores tratamentos e épocas indicando que os mesmos são independentes (Anexo 3). Os teores obtidos para a decomposição da palhada e na dinâmica do Mg apresentaram diferenças estatísticas significativas para o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade para todos os tratamentos, porém para os tratamentos sem pastejo e sem nitrogênio na pastagem, ou seja T7 e T8, houve apenas diferença estatística da 1ª época (zero dias) para a 2ª época (18 dias).

As quantidades iniciais de Mg na palhada de aveia + azevém para os tratamentos com pastejo (CP) foram de 6,93; 5,95; 5,23 e 5,31 kg de Mg.ha⁻¹ e aos 18 dias (2ª amostragem) foram de 4,01; 3,70; 3,80 e 3,62 kg de Mg.ha⁻¹, ou seja, o Mg contido na fitomassa de cobertura era 58%, 62%, 73% e 68% para T1, T2, T3 e T4 respectivamente. Posteriormente, chegando aos 132 dias com valores de 31%, 28%, 49% e 35% de Mg na palhada para os mesmos tratamentos respectivamente (Tabela 13 e Figuras 18 e 19).

TABELA 13 Quantidade média de Mg da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos com pastejo (CP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | CP I ₁₅₀ V ₀ | CP I ₁₅₀ V ₁₅₀ | CP I ₀ V ₀ | CP I ₀ V ₁₅₀ |
|--------------|------|------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|
| | | T1 | T2 | T3 | T4 |
| 1ª- 01/11/02 | 0 | 6,93 ^{a*} | 5,95 ^a | 5,23 ^a | 5,31 ^a |
| 2ª- 19/11/02 | 18 | 4,01 ^b | 3,70 ^b | 3,80 ^{ab} | 3,62 ^{ab} |
| 3ª- 10/12/02 | 39 | 3,17 ^{bc} | 3,06 ^{bc} | 3,13 ^{bc} | 2,79 ^b |
| 4ª- 09/01/03 | 69 | 3,25 ^{bc} | 2,73 ^{bc} | 2,97 ^{bc} | 2,59 ^b |
| 5ª- 08/02/03 | 98 | 2,60 ^{cd} | 2,40 ^c | 2,54 ^c | 2,58 ^b |
| 6ª- 11/03/03 | 132 | 2,14 ^d | 1,69 ^d | 2,56 ^c | 1,85 ^c |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

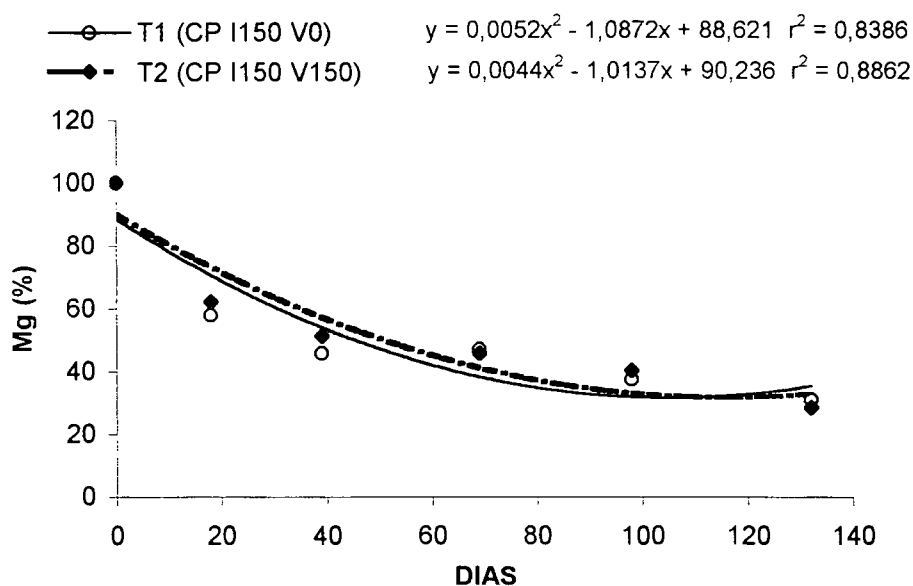


FIGURA 18 Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

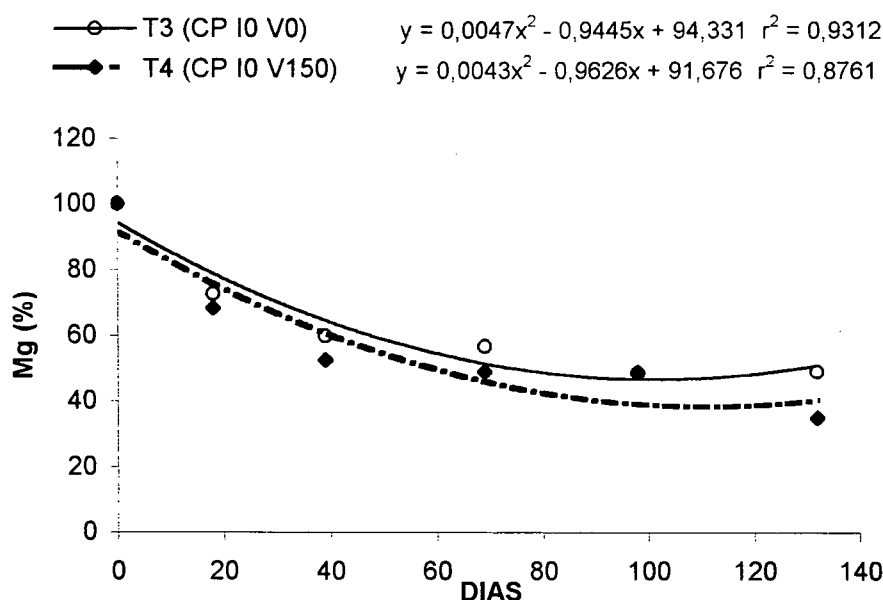


FIGURA 19 Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos com pastejo (CP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

Para os tratamentos sem pastejo (SP) as quantidades iniciais de Mg na palhada no transcorrer do ciclo do milho foram de 11,74; 11,83; 7,89 e 7,02 kg de Mg ha⁻¹ e aos 18 dias estes valores foram de 7,99; 7,74; 5,38 e 4,54 kg de Mg ha⁻¹, ou seja, porcentagem de Mg remanescente de 68%, 65%, 73%, 65% para T5, T6, T7, T8 respectivamente. E aos 132 dias o Mg remanescente foi de 40%, 37%, 53% e 47% respectivamente (Tabela 14 e Figuras 20 e 21).

TABELA 14 Quantidade média de Mg da fitomassa aérea de aveia preta + azevém (kg.ha⁻¹) em seis épocas durante o ciclo da cultura do milho, nos tratamentos sem pastejo (SP), com e sem N na cultura de inverno (I₁₅₀ e I₀) e na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

| Épocas | Dias | SP I ₁₅₀ V ₀ T5 | SP I ₁₅₀ V ₁₅₀ T6 | SP I ₀ V ₀ T7 | SP I ₀ V ₁₅₀ T8 |
|---------------------------|------|--|--|--|--|
| 1 ^a - 01/11/02 | 0 | 11,74 ^{a*} | 11,83 ^a | 7,89 ^a | 7,02 ^a |
| 2 ^a - 19/11/02 | 18 | 7,99 ^b | 7,74 ^b | 5,38 ^b | 4,54 ^b |
| 3 ^a - 10/12/02 | 39 | 6,36 ^{bc} | 7,39 ^b | 4,18 ^b | 4,25 ^b |
| 4 ^a - 09/01/03 | 69 | 5,97 ^{bc} | 6,19 ^{bc} | 3,79 ^b | 3,63 ^b |
| 5 ^a - 08/02/03 | 98 | 5,30 ^c | 5,52 ^{bc} | 4,11 ^b | 3,48 ^b |
| 6 ^a - 11/03/03 | 132 | 4,69 ^c | 4,34 ^c | 4,18 ^b | 3,30 ^b |

*Médias seguidas das mesmas letras, na coluna, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

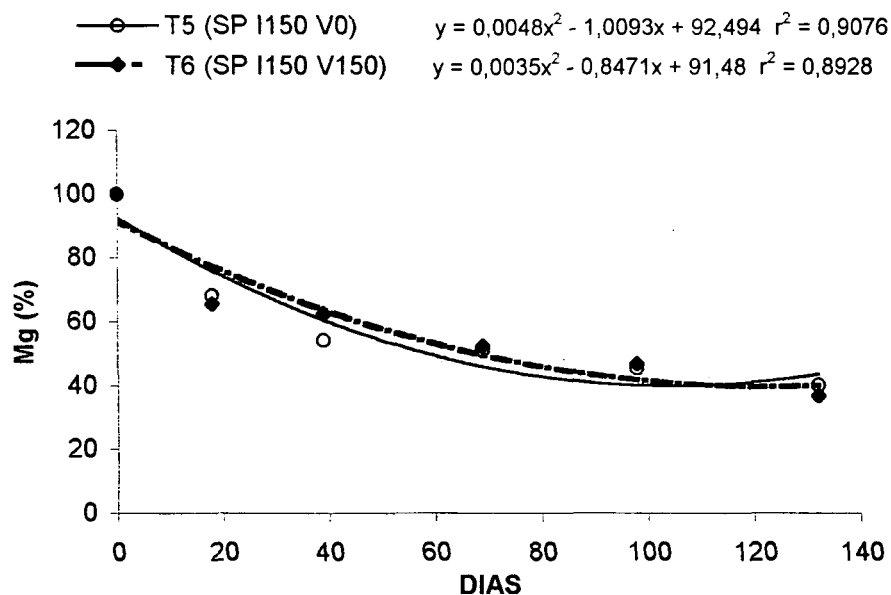


FIGURA 20 Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea de aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), com N no inverno (I₁₅₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

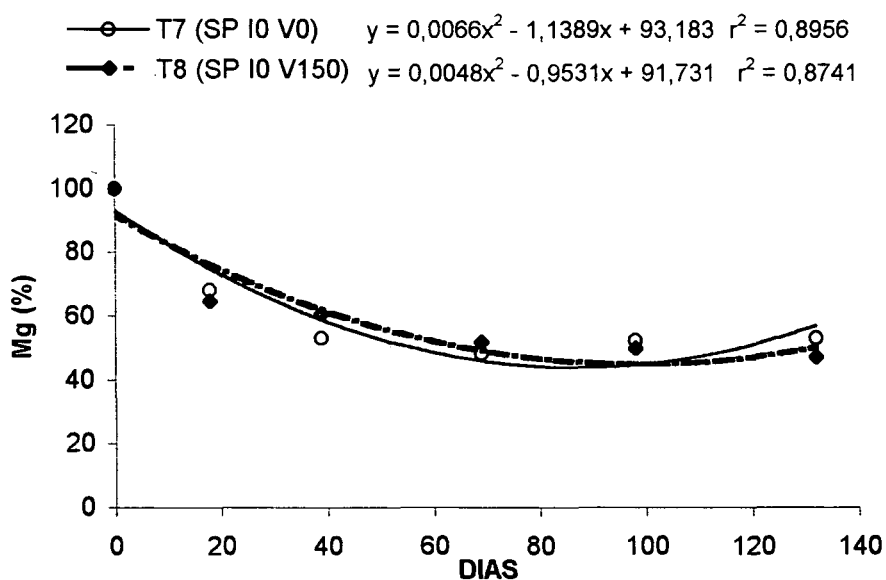


FIGURA 21 Porcentagem de Mg remanescente da fitomassa aérea aveia preta + azevém durante o ciclo da cultura do milho nos tratamentos sem pastejo (SP), sem N no inverno (I₀) e com e sem N na cultura de verão (V₁₅₀ e V₀), Ponta Grossa, PR, 2002/2003.

No sistema de integração lavoura-pecuária o Mg pode ainda retornar ao solo via excremento dos animais. Neste caso as fezes são a principal via de excreção do Mg, sendo seu conteúdo nas fezes em torno de 0,3 a 0,85% (WEEDA, 1977; HOOG, 1981).

Os resultados deste trabalho corroboram com a citação de que o Mg faz parte de estruturas mais solúveis que o Ca (SALISBURY e ROSS, 1992).

BORKERT et al. (2003) verificou quantidade inicial de Mg para a aveia-preta equivalente a 20 kg.ha^{-1} , com rendimento de 7,5 a 10 t.ha^{-1} de massa seca. Estes dados foram superiores ao maior valor encontrado para o Mg nos resíduos iniciais que foi igual a $11,83 \text{ kg de Mg.ha}^{-1}$ neste trabalho. LANG (2000) encontrou aos 106 dias de decomposição valores de 31%, 27% e 42% Mg remanescente na palhada de aveia preta durante a cultura do feijoeiro, relatando ainda que estes valores foram bem inferiores quando comparados com o nabo forrageiro. Estes valores aproximaram-se dos resultados obtidos aos 132 dias para os tratamentos T1, T2, T4, T5 e T6. Porém para os tratamentos sem adubação nitrogenada no inverno e no verão, obtiveram as porcentagens mais altas de Mg remanescente neste mesmo período, indicando maior imobilização dos nutrientes nos resíduos vegetais, de maneira mais acentuada para o tratamento sem pastejo.

5 CONCLUSÕES

A cobertura do solo com aveia preta em mistura com azevém perdeu em média metade da fitomassa aérea em 132 dias de decomposição durante o ciclo da cultura do milho.

A decomposição da biomassa aérea da aveia preta + azevém é um bom indicativo da reciclagem de nutrientes no sistema de integração lavoura-pecuária.

O P remanescente nos resíduos foi em média de 63% nos 18 primeiros dias e 39% nos 39 primeiros dias da colocação dos “litter bags” no campo.

Nas áreas com pastejo a decomposição e dinâmica do P nos resíduos de aveia preta + azevém foram superiores às áreas sem pastejo.

O K foi o macronutriente com os maiores teores do elemento na biomassa, chegando a aproximadamente 125 kg.ha⁻¹ no tratamento sem pastejo e com adubação nitrogenada no inverno e no verão.

O K apresentou a maior dinâmica entre os elementos estudados, com 10% em média do K remanescente nos tecidos nos 39 primeiros dias da decomposição da palhada.

A dinâmica do Ca e Mg foi mais intensa no tratamento com pastejo e com adubação nitrogenada na pastagem de inverno e na cultura do milho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; CERETTA, C.A.; THOMAS, A.L.; PAVINATO, A.; BAYER, C. Espécies de inverno como fonte de nitrogênio para o milho no sistema de cultivo mínimo e feijão no plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, p.101-108, 1994.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, vol.27, no.4, p.601-612, 2003.

ALVES, S.J. **Dinâmica do crescimento da aveia preta sob diferentes doses de N e ajuste de modelo matemático de rendimento potencial em função de parâmetros climáticos.** (Tese de Doutorado), Curitiba, PR, 2002.

ALVES, S.J.; MORAES, A. Manejo de pastagens em sistemas de integração lavoura-pecuária. In: ENCONTRO DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL, 1., Pato Branco, 2002. **Anais...**Pato Branco, p.85-102, 2002.

AMADO, T.J.C.; SANTI, A. Seqüestro de carbono em plantio direto e suas implicações no efeito estufa. In: SEMANA ACADÊMICA DA FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA, 9., Passo Fundo, 2000. **Resumo de palestras...** Passo Fundo, p.173-184, 2000.

AMADO, T.J.C. Seqüestro de carbono em plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. In: CONFERÊNCIA ANUAL DA REVISTA PLANTIO DIRETO, 4., Passo Fundo, 1999. **Anais...** Passo Fundo: Aldeia Norte, p.44-51, 1999.

ANDERSON, G.; WILLIAMS, E.G.; MOIR, J.O. A comparison of the sorption of inorganic orthophosphate and inositol hexaphosphate by six acid soils. **Journal of Soil Science**, Cambridge, v.25, p.51-62, 1974.

ANGHINONI, I.; SALET, R.L. Reaplicação de calcário no sistema plantio direto consolidado. In: KAMINSKI, J. (Coord.). **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto.** **Boletim Técnico**, 4. Pelotas: Núcleo Regional Sul, p.41-59, 2000.

ARCHER, S.; SMEINS, F.E. Ecosystem-level processes. In HEITSCHMIDT, R.K.; STUTH, J.W. (ed.) **Grazing management: na ecological perspective.** Portland: Timber Press, p.109-139, 1991.

ASSMANN, A.L. **Adubação nitrogenada de forrageiras de estação fria em presença e ausência de trevo branco, na produção da pastagem e animal em área de integração lavoura-pecuária.** Curitiba, 2002. 121p. Tese (Doutorado em Agronomia- Produção vegetal) Setor de ciências Agrárias, Universidade federal do Paraná, 2002.

ASSMANN, A.L., ASSMANN, T.S. Manejo da biomassa e rotação de culturas no sistema de integração lavoura-pecuária. In: ENCONTRO DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL, 1., Pato Branco, 2002. **Anais...**Pato Branco, p.85-102, 2002.

ASSMANN, T.S. **Rendimento de milho em áreas de integração lavoura-pecuária sob o sistema de plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio.** Curitiba, 2001. 80p. Tese (Doutorado em Agronomia- Produção Vegetal) Setor de Ciências Agrárias, Universidade federal do Paraná, 2001.

BALLOTA, E. L., ANDRADE, D.S., COLOZZI FILHO, A. Avaliações microbiológicas em sistemas de preparo do solo e sucessão de culturas. In: CONGRESSO BRASILEIRO PLANTIO DIRETO PARA UMA AGRICULTURA SUSTENTÁVEL, 1996. Ponta Grossa, PR. **Resumos expandidos...** Ponta Grossa; IAPAR, v.1, p.9-11, 1996.

BARROW, N.J. Chemical form of inorganic phosphate in sheep faeces. **Autr.J.Agric.Res.** 13, p.63-67, 1975..

BARROW, N.J. In: **Managed Grassland** (R.W. Spaydon, ed.). Elsevier, Oxford, , England. P.181-186, 1987.

BASSO, C.J.; REINERT, D.J. Variação da agregação induzida por plantas de cobertura de solo no inverno e plantio direto de milho em um solo podzólico. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.28, n.4, p.567-571, 1998.

BAYER, C.; MARTIN NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PILLON, C. N., SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**. , v.65, p.1473 - 1478, 2001.

BAYER, C.; MIELNICZULK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: **FUNDAMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO : ECOSSISTEMAS TROPICAIS E SUBTROPICAIS.** Porto Alegre, 1 ed., p.9-23, 1999.

BEATON, J.D.; ROBERTS, T.L.; HALSTEAD, E.H.; COWELL, L.E. Global transfers of P in fertilizer materials and agricultural commodities. In: TIESSEN, H. (Ed.) **Phosphorus in global enviroment.** Chichester: John Wiley e Sons, p.7-26, 1995.

BERTOL , I.; CIPRANDI, O.; KURTZ, C.; BAPTISTA, A.S. Persistência dos resíduos culturais de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 22:705-712, 1998.

BOBOCK, K.L.; GILBERT, O.J. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. **Plant and Soil**, 9:179-185, 1957.

BOBOCK, K.L.; GILBERT, O.J.; CAPSTICK, C.K.; TURNER, D.C.; WARD, J.S.; WOODMAN, M.J. Changes in leaf litter when placed on the surface pf soils with contrasting hums types. **Journal of Soil Science**, 11:1-9, 1960.

BONA FILHO, A. **Integração lavoura-pecuária com a cultura do feijoeiro e pastagem de inverno, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio.** Curitiba, 2002. 105p. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2002.

BORKERT, C.M.; GAUDÊNCIO, C.A.; PEREIRA, J.E.; PEREIRA, L.R.; OLIVEIRA Jr, A. Nutrientes minerais na biomassa da parte aérea em culturas de cobertura de solo **Pesquisa. Agropecuária. Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 143-153, 2003

BROCH, D. L. Integração agricultura-pecuária no Centro-Oeste do Brasil. In: ENCONTRO REGIONAL DE PLANTIO DIRETO NO CERRADO, 4, 2000, Uberlândia. **Plantio direto na integração lavoura-pecuária**. Uberlândia: UFU, p. 53-60, 2000.

BROMFIELD, S. M. Sheep faces in relation to the phosphorus cycle under pastures. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 12, n. 1, p. 111-123, 1961.

BROWN, P. L. e DICKEY, D.D. Losses of wheat straw residue under simulated field conditions. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, 34:118-121, 1970.

BUCHANAN, M.; KING, L. Carbon and phosphorus losses from decomposing crop residues in no till and conventional till agroecosystems. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, n. 3, p. 631-638, 1993.

CALEGARI, A. Leguminosas para adubação verde no Paraná. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, **Circular**, n.80, 118p., 1995.

CALEGARI, A. Plantas para adubação verde de inverno no sudoeste do Paraná. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, **Boletim Técnico**, n. 35, 37p., 1990.

CALONEGO, J.C.; ROSOLEM, C.A.; FOLONI, J.S.S. Lixiviação de nutrientes da palha de cobertura de solo em função da aplicação de chuva. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

CAMARGO, F.A.O.; GUERRA, J. G. M. e SANTOS, G. A. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: Santos, G. A. e Camargo, F.A.O. (Eds) . **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Ed. Gênese, p.27-40,1999.

CAMARGO, P.B.; TRIVELIN, P.C.O.; LIBARDI, P.L. et al. Destino do N de fertilizantes 15N (uréia e aquamônia) aplicados na cultura da cana-de-açúcar. I. Deslocamento no solo. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Recife. **Resumos...** Recife: SBCS, p.70-71. 1989.

CAMPBELL, C.A.; PAUL, E.A.; RENNIE, D.A.; McCALLUM, K.J. Applicability of the carbon-dating method of analysis to soil húmus studies. **Soil Science**, v.104, p.217-224, 1967.

CAMPOS, B. C., REINERT, D. J., NICOLodi, R., RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 19:133-139, 1995.

CANTARUTTI, R.B.; NASCIMENTO JÚNIOR, D.; COSTA, O. Impacto do animal sobre o solo: Compactação e reciclagem de nutrientes. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38, 2001, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2001. CD ROM.

CÁPRIO, J.M.; GRUNWOLD, G.K.; IOYDER, R.D. Effect of standing stubble on soil water loss by evaporation. **Agric. For. Meteorol.** 34:129. 1985.

CATTELAN, A. J., VIDOR, C. Sistemas de culturas e a população microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, p. 125-132, 1990.

CERETTA, C.A. Adubação nitrogenada no sistema de plantio direto: sucessão aveia/milho. In: CONFERÊNCIA ANUAL DE PLANTIO DIRETO, 2. Ijuí, RS. **Anais...**Passo Fundo, RS, Editora Aldeia norte, p.49-62, 1998.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; HERBES, M.G.; POLETTO, N.; SILVEIRA, M.J. Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n.1, p.49-54, 2002.

CHENG, B.T. Soil organic matter as a plant nutrient. In: SYMPOSIUM ON SOIL ORGANIC MATTER STUDIES, v.1, 1977, Vienna. **Soil organic matter studies**. Austria: IAEA, p.31-39, 1977.

CHRISTENSEN, b.t. Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v.18, p.523-529, 1986.

CHUEIRI, W.A.; VASCONCELOS, H.P. Dinâmica de nutrientes no plantio direto. In: **Encontro Nacional de Plantio Direto na Palha**. Foz do Iguaçu. p.129-130. 2000.

CORREIA, M.E.F; ANDRADE, A.G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. de. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p.209-214, 1999.

COSTA, O.V.; NASCIMENTO JUNIOR, D. Impacto animal sobre o componente abiótico do solo: ciclagem de nutrientes e compactação, 2000. Disponível em: www.tdnet.com.br/domicio/Impacto_animal_sobre.htm. Acesso em: 15 out 2002.

DA ROS, C. O. **Plantas de inverno para cobertura do solo e fornecimento de nitrogênio ao milho em plantio direto**. 1993. 85 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) . Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1993

DALAL, R.C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**, San Diego, v.29, p.83-117, 1977.

DEBARBA, L.; AMADO, T.J.C. Desenvolvimento de sistemas de produção de milho no sul do Brasil com características de sustentabilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, 32, p.473-480, 1997.

DERPSCH, R. Controle da erosão no Paraná: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo convencional. In: **CURSO SOBRE MANEJO DO SOLO NO SISTEMA PLANTIO DIRETO**. Paraná, p.8, 1995.

DERPSCH, R.; CALEGARI, A. Plantas para adubação verde de inverno. **Circular**, 73. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 80 p, 1992.

DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N.; KÖPKE, U. **Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, 272 p., 1991.

DERPSCH, R.; SIDIRAS, N.; HEINZMANN, F.X. Manejo do solo com coberturas verdes de inverno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.20,n.7, p.761-773, 1985.

DOUGLAS Jr., C.L.; ALLMARAS, R.R.; RASMUSSEN, P.E.; RAMIG, R.E.; ROAGER Jr., N.C. wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.765-771, 1980.

DUBOC, E.; CEZAR, R.S.; L. SOUTO, L.; BARILLI, J.; BOAS, R.L.V. Decomposição de resíduos orgânicos em cápsulas porosas de cerâmica e em sacos de tecido sintético. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

DUDA, G.P. **Conteúdo de P microbiano, orgânico e biodisponível em diferentes classes de solo**. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2000. 158p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2000.

DUXBURY, J.M., SMITH, M.C., DORAN, J. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C., OADES, J.M., UEHARA, G. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Hawaii:Niftal Project, p.33-67, 1989.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p.412, 1999.

EMBRAPA. Coleção 500 perguntas-500 respostas : o produtor pergunta a Embrapa responde Sistema de Plantio Direto, 1998 Disponível em: www.cpao.embrapa.br/publicações/500p500r/topico.php. Acesso em 18 setembro 2003.

EPSTEIN, E. **Nutrição mineral de plantas princípios e perspectivas**. Trad. E. .Malavolta. Rio de Janeiro; Livros Técnicos e Científicos; São Paulo, Universidade de São Paulo, 341 p., 1975.

FASSBENDER, H.W. **Química de suelos, com ênfase em suelos de América Latina**. San José, Costa Rica, IICA, 422p., 1984.

FIORIN, J.E. Plantas recuperadoras de fertilidade do solo. In: 3º Curso sobre aspectos básicos de fertilidade e microbiologia do solo em plantio direto. **Resumos de Palestras**. Passo Fundo: Aldeia Norte, 92p , 1999.

FOLLET, R.F.; WILKINSON, S.R. Nutrient management of forages. In: **Forages: the science of grassland agriculture**. p. 55-82, 1995.

FOX, T.R.; COMERFORD, N.B. Rhizosphere phosphatase activity and phosphatase hydrolyzable organic phosphorus In two forested spodosols. **Soil Biology Biochemistry**, v.24, p.579-583, 1992.

FROSSARD, E.; FROSSARD, M.; HEDLEY, M. J.; MATHERELL, A. Reactions controlling the cycling of P in soil. In: TIESIOM, H. (Org.). **Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management**. Chichester: J. Wiley, p. 107-146, 1995.

FULLER, N.H.; NIELSEN, D.R.; MILLER, R.W. Some factors influencing the utilization of phosphorus from crop residues. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.20, p.218-224, 1985.

GASSEN, D.N. e GASSEN, F.R. *Plantio Direto*. Passo Fundo, Editora Aldeia Sul, 207p., 1996.

GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S. Reciclagem de K em um solo podzólico vermelho amarelo sob plantio direto. 1997. Disponível em: http://www.ufsm.br/ppgcs/congressos/XXVI_congresso_brasileiro/ARQ310.pdf. Acesso em: julho/2003.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; HÜBNER, A.P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E.; AMARAL, E.B. Liberação de P e K durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 9, p. 1097-1104, 2003

GONÇALVES, C.N.; CERETTA, C.A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.307-313, 1999.

GREENWOOD, K.L., MACLEOD, D.A., HUTCHINSON, K.J. Long-term stocking rate effects on soil physical properties. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 37: 413-19, 1997.

GUERRA, J. G. M. e SANTOS, G. A. de. Métodos Químicos e Físicos. In: Santos, G. A. e Camargo, F.A.O. (Eds) . **Fundamentos da matéria orgânica do solo** ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Ed. Gênese, 49p., 1999.

HAAG, H.P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 114p., 1985.

HARPER, S.H.T.; LINCH, J.M. The kinetics of straw decomposition in relation to its potential to produce the phytotoxin acetic acetic. **Journal of Soil Science**, v.32, p.627-637, 1981.

HARRISON, A. F. Labile organic phosphorus mineralization in relationship to soil properties. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.14, p.343-351, 1982.

HAYNES, R.J.; WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, New York, v.49, p.119-199, 1993.

HEINZMANN, F.X. Resíduos culturais de inverno e assimilação de nitrogênio por culturas de verão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 9, p. 1021-1030, 1985.

HENS, M.; MERCKY, R. The role of colloidal particles in the speciation and analysis of "dissolved" phosphorus. **Water Research**, Leuven-Belgium, v. 36, p. 1483-1492, 2002.

HOLTZ, G.P. **Dinâmica da decomposição da palhada e da distribuição do carbono, nitrogênio e P numa rotação de culturas sob plantio direto na região de Carambeí, PR**. Curitiba: UFPR (Tese de Mestrado), 129p., 1995.

HOOG, D.E. A lysimeter study of nutrient losses from urine and dung applications on pasture. **New Zealand Journal Exp. Agric.**, 9, p.39-46, 1981.

HUE, N.V; CRADDOCK, G.R.; ADAMS, F. Effects of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.50, p. 28-34, 1986.

JACKSON, M. **Soil Chemical Analysis**. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N. J., 1958.

JENKINSON, D.S. e LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A. e LADD, J.N., eds., **Soil Biology and Biochemistry**, 5:415-471, 1981.

JONES, M. B.; WOODMANSEE, R. G. Biogeochemical cycling in annual grassland ecosystems. **Botany Review**, New York, v. 45, n. 2, p. 111-144, 1979.

JOOST, R.E. Nutrient cycling in forage systems. In: JOOST, R.E; ROBERTS, C.A. (Eds.) **Nutrient cycling in forage systems**. Columbia: Missouri, p. 1-12, 1996.

KEMP, P.D.; CONDRON, L.M.; MATTHEW, C. Pastures and soil fertility. In: WHITE, J.; HODGSON, J. (Ed) **New Zealand pasture and crop science**. Oxford, p.67-82, 1999.

KJELDAHL, J. Neue Methode Zur Bestimmung Dês Stickstoffs Inorganischen Kolpern. **Z. Ana. Chem.**, 22:366-382, 1883.

KLEPKER, D.; ANGHINONI, I. Características físicas e químicas do solo afetadas por métodos de preparo e modos de adubação. **Revista brasileira de Ciências do Solo**. Campinas, v. 19, n. 3, p. 395-401, 1995.

KOCHHANN, R.A.; DENARDIN, J.E. e FAGANELLO, A. Adubação profunda no sistema plantio direto. In: FERTILIDADE DO SOLO EM PLANTIO DIRETO. **Resumos de palestras** In: III Curso sobre aspectos básicos de fertilidade e microbiologia do solo em plantio direto. Passo Fundo, RS, p.67-69, 1999.

KOUKOURA, Z. Decomposition and nutrient release from C3 and C4 plant litters in a natural grassland. **Acta Oecologica**, v.19, n.2, p.115-123, 1998.

KUMADA, K. **Chemistry of soil organic matter**. Tokyo: Japan Scientific Societies Press, 241p., 1987.

LANG, C.R. **Dinâmica da decomposição e liberação de nutrientes da palhada de aveia preta e nabo forrageiro cortadas em diferentes estágios de desenvolvimento**. Curitiba, 2000. 105p. Tese (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2000.

LEDGARD, S.F. Transfer of fixed nitrogen from white clover to associated grasses in swards grazed by dairy cows, stimated using 15 N methods. **Plant and Soil**, v.131, p.215-223, 1991.

LEITE, G.H.P.; CALONEGO, J.C.; ROSOLEM, C.A.; FOLONI, J.S.S. Lixiviação de K da palha de plantas de cobertura em função de chuvas leves e frequentes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

LEMAIRE, G. Eléments pour une conduite raisonn du pâturage. In: LÊS FLUX DE TISSUS FOLIAIRES AU SEIN DÊS PEUPLEMENTS PRAIRIAUX. 2000, Tisoara – Brasov. **Resumes**. Tisoara – Brasov.: Institut National de la Recherche Agronomique, 2000.

LOFFAGUEN, J.C.; LOVATO, P.E. Dinâmica biológica do P em um solo do litoral catarinense sob diferentes culturas de cobertura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

LOTT, J. N. A **Accumulation of seed reserves of phosphorus and other minerals**. In:MURRAY, D. R. , ed. Seed Physiology. New York: Academic Press, p.139-166, 1984.

LYNCH, J.M. **Biotecnologia do solo: fatores microbiológicos na produtividade agrícola**. Traduzido do original americano: Soil Biotel150ology: Microbiological factors in crop productivity. São Paulo: Ed. Manole, 209p., 1986.

MAAK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Banco de Desenvolvimento do Estado do Paraná. 350p., 1968.

MACEDO, M.C.M. Resposta das pastagens à adubação fosfatada. In: SIMPÓSIO SOBRE P NA AGRICULTURA BRASILEIRA. POTAFÓS, **Informativo Agrônomo** n.102. jun/2003. São Pedro São Paulo, 9p., 2003

MAGALHÃES, R.T. **Evolução das propriedades físicas e químicas de solos submetidos ao manejo pelo sistema** Barreirão. Goiânia, 86p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Goiás, 1997.

MAGALHÃES, V.S.; SANTOS J.R.; ALBUQUERQUE, A.W.; COSTA, J.P.V.; SANTANA, C.S. Produção de fitomassa e acúmulo de nitrogênio em leguminosas para utilização em sistema plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto: UNESP, 2003. CD-ROM

MAGID, J.; JENSEN, L.S.; MUELLER, T.; NIELSEN, N.E. Size-density fractionation for in situ measurements of rape straw decomposition - an alternative to the LITTER BAG approach? **Soil Biology and Biochemistry**. v.29. n.7 p.1125-1133, 1997.

MALAVOLTA, E.A. **Elementos de Nutrição Mineral de Plantas**. São Paulo: Ceres, 251p., 1980.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 319 p., 1997.

MARASCHIN, G.E. Produção de carne a pasto. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGENS, 13, Piracicaba, 1996. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, p. 243-276, 1997.

MARCELINO, K.R.A.; FONSECA, D.M. Reciclagem de nutrientes sob condições de pastejo. Viçosa, Minas Gerais, Maio/2002. Disponível na internet: <http://www.forragicultura.com.br/arquivos/reciclagem.pdf>. Acesso em 10 Outubro/2003.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. London: Academic Press, 889p., 1995.

MATHEWS, B.W. SOLLENBERGER, L.E. TRITSCHLER II, J.P. Grazing systems and spatial distribution of nutrients pasture-soil considerations. In: JOOST, R.E.; ROBERTS, C.A., ed. Nutrient cycling in forage systems; Symposium. Missouri, **Potash and Phosphate Institute/Fundation for Agronomic Reseach**, p.213-229, 1996.

McCOLLUM, R.E. Buildup and decline in soil phosphorus: 30-years trends on a typic umprabuult. **Agronomy Journal**, Madison, v.83, p.77-85, 1991.

MELLO, L.M.M. Integração lavoura-pecuária em sistema de plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

MENDOZA, H. N. **Efeitos de sistemas de colheita dos canaviais sobre propriedades químicas e biológicas em solos de Tabuleiro no Espírito Santo**. Tese de Mestrado. Rio de Janeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 113p. 1996.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. Potassium In: MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. (4 Ed.) **Principles of Plant Nutrition**. Bern: International Potash institute, p.427-453, 1987.

MIYAZAKA, S. **Adubação orgânica, adubação verde e rotação de culturas no Estado de São Paulo**. Fundação Cargill, 1983.

MONTEIRO, F.A. e WERNER, J.C. Reciclagem de nutrientes nas pastagens. In: Peixoto, A.M., Moura, J.C e FARIA, V.P. Simpósio sobre o Manejo da Pastagem, 14, 1997. **Anais...**Piracicaba: FEALQ, p. 55-84, 1997.

MORAES, A. Pastagens como fator de recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMA DE PASTAGENS, 2, 1993, Jaboticabal. **Anais...** Jaboticabal: UNESP, p.191-215, 1993.

MOTT, G.O. **Nutrient recycling in pastures**. In MAYS, D.A., ed. Forage fertilization. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy, p. 323-339, 1974.

MOTT, G.O.; LUCAS, H.L. The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: International Grassland Congress, 6, 1952, Pensylvania. **Proceedings...** Pensylvania: State College Press, p. 1380-1385, 1952.

MOTT, G.O; POPENOE, H.L Grasslands. In: ALVIM, PT. e KOZLOWSKI, T.T., ed. **Ecophysiology of tropical crops**. New York, Academic Press. p. 157-186, 1977.

MUZILLI, O. A fertilidade do solo no contexto da agricultura sustentável. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 12., Águas de Lindóia (SP), 1996. **Anais...** Comissão de Fertilidade do Solo e Nutrição Mineral de Plantas, 1996.

MUZILLI, O. Manejo da matéria orgânica no sistema de plantio direto. A experiência no Estado do Paraná. POTAFÓS. **Informativo Agrônomo**. Nº 100, 2002.

MYERS, R.J.K.; PALM, C.A.; CUEVAS, E.; GUNATILEKE, I.U.N.; BROSSARD, M. The synchronization of nutrient mineralization and plant nutrient demand. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, P.L. (Eds.) **The biological management of tropical soil fertility**. New York: John Wiley, p.81-116, 1994.

NASCIMENTO Jr, D. Ecossistema de pastagens cultivadas. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGENS, 15, 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, p.271-296, 1998.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Atividade e especiação iônica da solução do solo afetadas por acidez/P em plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

NOVAIS, R. F. e SMYTH, T. J. P em solo e planta em condições tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1999. **Anais...** Viçosa: UFV, 399 p., 1999.

OADES, J.M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry**, v.5, p.35-70, 1988.

PARR, J.F. e PAPENDICK, R.I. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In: OSWALD, W.R., ed. **Crop residue management systems**. Madison, ASA, p.101-129, 1978.

PAUL, E.A. e CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego, Academic Press, 340p., 1996.

PELISSARI, A., MORAES, A. de, BONA FILHO, A., CARVALHO, P.C.F. Manejo de plantas daninhas em sistemas de integração lavoura-pecuária. In: ENCONTRO DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL, 1., Pato Branco, 2002. **Anais...**Pato Branco, p.109-130, 2002.

PERKIN, E. **Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry** Norwalk, Perkin-Elmer, 1973.

PHILLIPS, E. R.; PHILLIPS, S. H. Ed., **No-tillage Agriculture, Principles and Practices**. Van Nostrand Reinhold Co, New York, 306 p., 1984.

PIERZYNSKY, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. **Soils and environmental quality**. Florida: CRC Press, 313p., 1994.

PRIMAVESI, A. A matéria orgânica. In: **Manejo ecológico do solo**. 7.ed. São Paulo: Nobel, p.108-138, 1984.

PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O.; CANTARELLA, H.; GODOY, R.; VIVALDI, L.J. Adubação de aveia em dois sistemas de plantio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 12, p. 1773-1778, 2002

RAIJ, B. V. **Fertilidade do Solo e Adubação**. São Paulo: (ed) Agronômica Ceres, 1991.

REICOSKY, D.C. **Environmental Quality**, Tillage and Soil Organic Matter, 1999. (No Prelo).

RHEINHEIMER, D.S.; CASSOL, P.C.; KAMINSKI, J.; ANGHINONI, I. P orgânico do solo. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e SUBTROPICAIS**. PORTO ALEGRE, 1ed., p.140-157, 1999.

RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J.; LUPATINI, G.C.; SANTOS, E.J.S. Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, p.715-723, 1998.

RODRIGUES, L.R.A., RODRIGUES, T.J.D. Ecofisiologia de plantas forrageiras. In: **Ecofisiologia da Produção Agrícola** Piracicaba: Potafos, p. 47-68, 1987.

ROSS, D.J.; SPEIER, T.W.; COWLING, J.C.; WHALE, K.N. **Austr. J. Soil Res.** 22, p.319-330, 1984.

RUSSEL, J.S. **Australian soils: the human impact**. In: RUSSELL, J.S.; ISBELL, R.F. (eds.). University of Queensland Press, St. Lucia, Queensland, Austrália, p.374-396, 1986.

RUSSELLE, M.P. Nutrient cycling in pasture. In: Simpósio internacional sobre produção animal em pastejo, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, p.235-266, 1997.

SÁ, J.C.M. Adubação fosfatada no sistema plantio direto. . In: SIMPÓSIO SOBRE P NA AGRICULTURA BRASILEIRA. Potafós, **Informativo Agrônomo** n.102. jun/2003. São Pedro, São Paulo, 9p., 2003.

SÁ, J.C.M. **Manejo da fertilidade do solo no plantio direto**. Castro: Fundação ABC, 96 p., 1993.

SÁ, J.C.M.: P Frações, formas de ocorrência e distribuição no perfil do solo. In: Curso sobre Manejo do Solo no Sistema de Plantio Direto, **Anais...** Castro (PR): Fundação ABC, 1995.

SALET, R.L.; ANGHINONI, I.; KOCHHANN, R.A. Atividade do alumínio na solução de solo do sistema plantio direto. **Revista Científica Unicruz**, Cruz Alta, v.1, n. 1, p.9-13, 1999.

SALET, R.L.; VARGAS, L.K.; ANGHINONI, et al. Porque a disponibilidade de nitrogênio é menor no sistema plantio direto?. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DO SISTEMA PLANTIO DIRETO, 2, 1997, Passo Fundo, RS. **Anais....** Passo Fundo, RS : Aldeira Norte, p.217, 1997.

SALISBURY, F.B., ROSS, C.W. **Plant physiology**, Belmont: Wadsworth Publishing Company, 682p., 1992.

SANTI, A; AMADO, T.J.C.; ACOSTA, J.A DE A; ROSSATO, R.R.; PONTELLI, C.B.; JUNIOR, G.G. Ciclagem de nutrientes pela aveia preta influenciada por doses de nitrogênio. In: **FERTIBIO**. Santa Maria, 1999.

SARATHCHANDRA, S.U., PERROTT, K.W.; BOASE, M.R.; WALLER, J.E. **Biol. Fertil. Soils**, 6, p.328-335.1988.

SCHNITZER, M. Humic substances: chemistry and reactions. In: SCHINTZER, M., KHAN, S.U. **Soil organic matter**. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishers Company, p.1-64, 1978.

SCHOMBERG, H. H.; STEINER, J. L. Nutrient dynamics of crop residues decomposing on a fallow no-till soil surface. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 3, p. 607-613, 1999.

SCOPEL, E.; MULLER, B.; ARREOLA TOSTADO, J.M.; CHAVEZ GUERRA, E.; MARAUX, F. Quantifying and modelling the effects of a light crop residue mulch on the water balance: an application to rainfed maize in western Mexico. (1998) **XVI World Congress of Soil Science**, Montpellier, France, August 20-26, 1998.

SEDIYAMA, G. C.; PRATES, J. E. O microclima: possibilidades de modificação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 12, p. 38-42, 1986.

SIDIRAS, N. e PAVAN, M.A influência do sistema de manejo do solo no seu nível de fertilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.9, p.249-254, 1985.

SILVA, I.F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular das plantas na formação e estabilização de agregados do solo.**Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.2, p.113-117, 1997.

SINGH, R.S.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. Nitrogen mineralization in dry tropical savanna: Effects of burning and grazing. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.23, p.269-273, 1991.

SIQUEIRA, J.O.; ANDRADE, A.T.; FAQUIN, V. O papel dos microrganismos na disponibilidade de P da rizosfera para as plantas. In: SIMPÓSIO SOBRE P NA AGRICULTURA BRASILEIRA. Potafós, **Informativo Agrônomo** n.102. jun/2003. São Pedro São Paulo, 9p., 2003.

SIQUEIRA, J.O., FRANCO, A.A. **Biotecnologia do Solo: Fundamentos e Perspectivas**. Lavras: ABEAS/ESAL/FAEPE, 236p., 1988.

SOLLINS, P., HOMANN, P., CALDWELL, B.A. Stabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, v.74, p.65-105, 1996.

SPAIN, J. M.; SALINAS, J. G. A reciclagem de nutrientes nas pastagens tropicais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 16., 1984, Ilhéus. **Anais...Ilhéus**: Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, p. 259-299, 1984.

STEVENSON, F.J. **Cycles of soil– carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. United States of America: John Wiley e Sons, 380p., 1986.

STEWART, J.W.B. The importance of P cycling and organic P solils. **Better Crops**, v.LXIV, 1980-81

TATE, K.R.; NEWMAN, R.H. Phosphorus fractions of a climosequence of soils in New Zealand tussock grassland. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v.14, p.191-196, 1982.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análises de solo, plantas e outros materiais. **Boletim Técnico**, 5. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p., 1995.

THOMPSON, L.M.; BLACK, C.A. The mineralization of organic phosphorus, nitrogen, and carbon in Clarion and Webster Soils, **Soil Science Society of American Proceedings**, Madison, v.11, p.147-151, 1949.

TIAN, G.; KANG, B.T.; BRUSSAARD, L. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions decomposition and nutrient release. **Soil Biology and Biochemistry**. v.24, n.10, p.1051-1060, 1992.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v.33, p.141-163, 1982.

VANDERMEER, J. The ecological basis of alternative agriculture. **Annual Review of Ecology and Systematic**, Palo Alto, v.26, p.201-224, 1995.

VIEIRA, F.C.B.; ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Acidificação de um argissolo vermelho sob plantio direto afetado por sistemas de culturas e adubação nitrogenada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **Anais...** Ribeirão Preto:UNESP, 2003. CD-ROM

VIONE, E.L.B.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; MARKIEWICZ, L.E. Fracionamento do P em solos sob plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro. **Resumos...**Rio de Janeiro: SBSCS, p.290, 1997.

VOSS, M. Biologia do solo: suas relações com a química e a física do solo. In: **Informativo do contrato de cooperação técnica EMBRAPA/FUNDAÇÃO ABC**. Plantio direto, 22:4-5, 1987.

WALLINFORD, W. Functions of potassium in plants. In: **Potassium for Agriculture**. Atlanta: Potash e Phosphate Institute, 216p., 1980.

WEEDA, W.C. Effect of cattle dung patches on soil tests and botanical and chemical composition of herbage. **New Zealand Journal Agriculture Research**, Wellington, v.20, p.471-478, 1977.

WILKINS, P.W.; ALLEN, D.K.; MYTTON, L.R. Differences in the nitrogen use efficiency of perennial ryegrass varieties under simulated rotational grazing and their effects on nitrogen recovery and herbage nitrogen content. **Grass and Forage Science**, v.55, n.1, p.69-76, 2000.

WILKINSON, S.R., LOWREY, R.W. In **"Chemistry and Biochemistry of Herbage"** (G.W. Butler and R.W. Bailey, eds.) Academic Press, New York. p. 247-315, 1973.

WILLIAMS, C.H. **Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.**, v.20, p.561-567, 1980.

WILLIAMS, P.H. e HAYNES, R.J. Cycling of P and S through the soil-plant-animal system under intensively grazed grass-clover pastures. In: **INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE**, 14., Kyoto, 1990. Transactions. Kyoto, International Society of Soil Science, v. 4, p. 276-281, 1990.

WILLIAMS, P. H., HAYNES, R.J. Effect of sheep, deer and cattle dung on herbage production and soil nutrient content. **Grass and Forage Science**, 50:263-271.1995.

WISNIEWSKI, C.; HOLTZ, G.P. Decomposição da palhada e liberação de nitrogênio e P numa rotação aveia-soja sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 11, p. 1191-1197, 1997.

YOUNG, A. Organic matter. In: **Tropical soils and soil survey**. Cambridge: Cambridge University press, p. 101-124, 1976.

ZECH, Z., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G. **Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics**. *Geoderma*, v.79, p.69-116, 1997

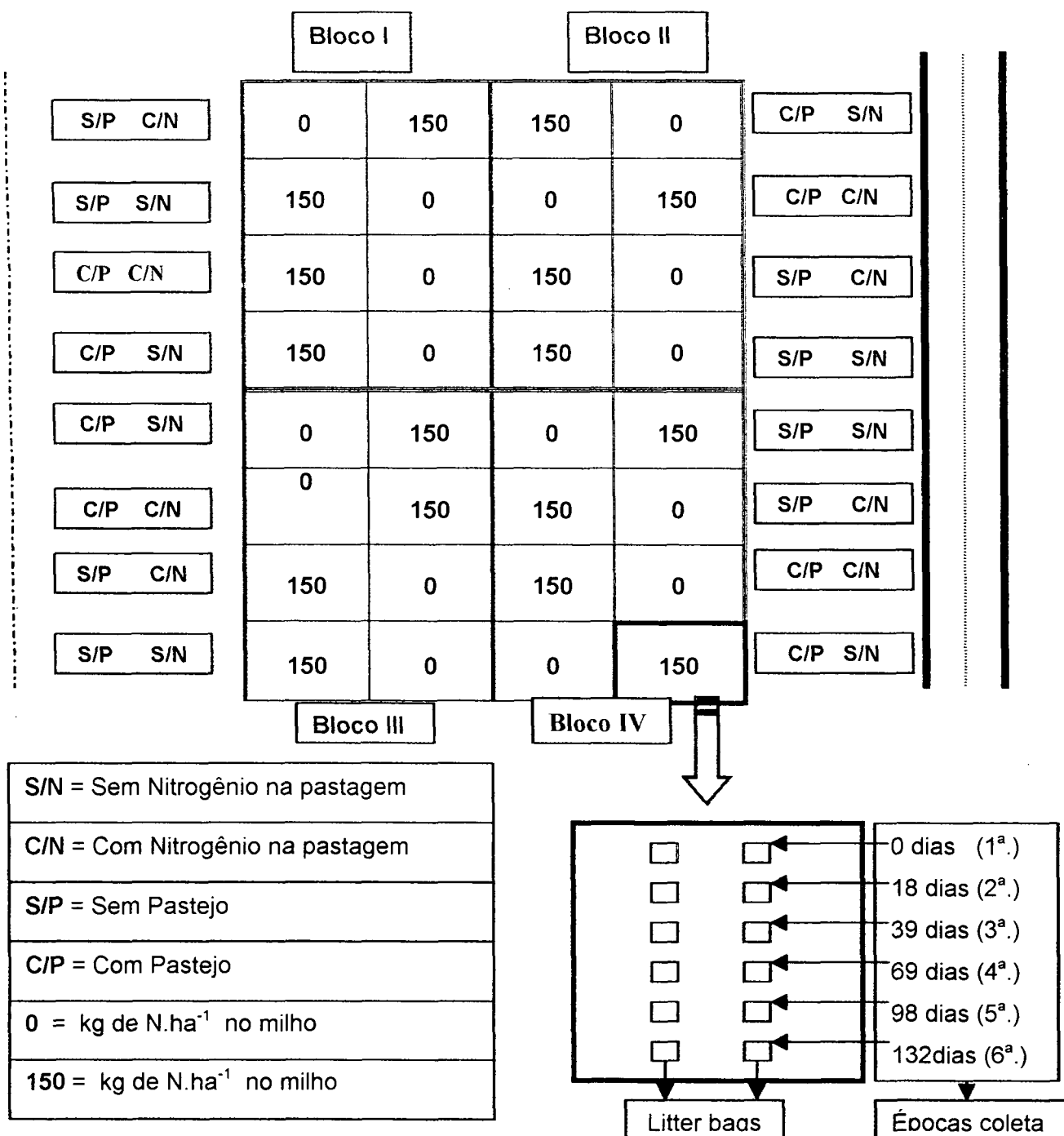
ANEXOS

ANEXO 1 Características químicas do solo da área experimental para cada repetição, nos tratamentos com e sem pastejo (CP e SP) e com e sem nitrogênio na pastagem (CN e SN) nas profundidades de 0 a 10 cm (A) e 10 a 20cm (B), Ponta Grossa, 2002

| Bl | Trat. | Prof. | pH | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² +Mg ⁺² | Ca ⁺² | K ⁺ | T | P ¹ | C | pH | V % |
|----|----------|-------|-------|-------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------|----------------|---------------------|--------------------|-------|-------|-------|
| | | cm | CaCl2 | mmol _c .dm ⁻³ | | | | | mg.dm ⁻³ | g.dm ⁻³ | SMP | | |
| 1 | CP CN | A | 5,10 | 0,00 | 4,90 | 7,70 | 5,23 | 0,79 | 13,39 | 26,10 | 40,37 | 6,03 | 63,48 |
| | | B | 5,20 | 0,00 | 4,00 | 6,60 | 4,40 | 0,39 | 10,99 | 5,70 | 30,50 | 6,30 | 63,60 |
| A | | 5,10 | 0,00 | 4,87 | 7,50 | 4,73 | 0,60 | 12,97 | 19,90 | 37,30 | 6,03 | 62,28 | |
| B | | 4,70 | 0,50 | 5,00 | 3,90 | 2,50 | 0,36 | 9,26 | 1,50 | 26,90 | 6,00 | 46,00 | |
| A | | 4,40 | 0,70 | 9,47 | 4,27 | 2,40 | 0,49 | 14,22 | 7,93 | 36,73 | 5,13 | 32,99 | |
| B | | 4,20 | 1,40 | 10,50 | 2,20 | 1,30 | 0,14 | 12,84 | 3,30 | 28,70 | 5,00 | 18,22 | |
| A | | 5,03 | 0,00 | 6,23 | 6,93 | 4,47 | 0,68 | 13,85 | 20,43 | 34,90 | 5,70 | 54,93 | |
| B | | 5,20 | 0,00 | 5,00 | 5,50 | 3,10 | 0,28 | 10,78 | 2,50 | 25,70 | 6,00 | 53,62 | |
| 1 | CP SN | A | 5,20 | 0,00 | 4,63 | 8,37 | 5,63 | 0,63 | 13,63 | 18,93 | 37,73 | 6,10 | 65,73 |
| | | B | 4,70 | 0,60 | 5,40 | 4,60 | 2,50 | 0,27 | 10,27 | 1,70 | 28,70 | 5,90 | 47,42 |
| A | | 4,53 | 0,70 | 7,63 | 4,33 | 2,47 | 0,58 | 12,55 | 15,97 | 36,30 | 5,43 | 39,16 | |
| B | | 4,20 | 2,30 | 7,80 | 2,90 | 1,90 | 0,31 | 11,01 | 2,10 | 29,30 | 5,40 | 29,16 | |
| A | | 4,37 | 0,80 | 9,97 | 4,03 | 2,27 | 0,52 | 14,52 | 6,93 | 38,53 | 5,07 | 31,13 | |
| B | | 4,20 | 1,20 | 9,00 | 2,20 | 1,30 | 0,15 | 11,35 | 1,50 | 26,30 | 5,20 | 20,70 | |
| A | | 5,70 | 0,00 | 4,20 | 9,13 | 5,60 | 0,71 | 14,04 | 12,53 | 35,30 | 6,23 | 70,07 | |
| B | | 5,30 | 0,00 | 5,40 | 6,60 | 4,00 | 0,35 | 12,35 | 3,00 | 25,70 | 5,90 | 56,28 | |
| 1 | SP CN | A | 4,60 | 0,37 | 6,07 | 5,30 | 3,27 | 0,70 | 12,07 | 21,60 | 34,53 | 5,73 | 49,26 |
| | | B | 4,50 | 0,50 | 5,00 | 3,00 | 1,70 | 0,20 | 8,20 | 1,00 | 25,10 | 6,00 | 39,02 |
| A | | 5,20 | 0,00 | 4,87 | 8,27 | 5,10 | 1,04 | 14,17 | 32,47 | 37,30 | 6,03 | 65,66 | |
| B | | 5,20 | 0,00 | 4,00 | 7,70 | 4,40 | 0,37 | 12,07 | 5,40 | 29,90 | 6,30 | 66,86 | |
| A | | 4,67 | 0,37 | 7,00 | 6,20 | 3,57 | 0,51 | 13,71 | 7,17 | 40,57 | 5,57 | 49,16 | |
| B | | 4,60 | 0,50 | 7,20 | 3,70 | 2,10 | 0,14 | 11,04 | 1,30 | 27,50 | 5,50 | 34,78 | |
| A | | 5,00 | 0,00 | 6,40 | 5,77 | 3,93 | 0,82 | 12,98 | 23,03 | 33,30 | 5,67 | 50,39 | |
| B | | 4,70 | 0,30 | 7,20 | 4,00 | 2,40 | 0,33 | 11,53 | 4,20 | 25,70 | 5,50 | 37,55 | |
| 1 | SP SN | A | 4,60 | 0,43 | 6,10 | 3,67 | 2,27 | 0,65 | 10,41 | 28,23 | 32,10 | 5,73 | 39,28 |
| | | B | 4,30 | 0,90 | 5,40 | 1,90 | 1,00 | 0,23 | 7,53 | 1,00 | 20,80 | 5,90 | 28,29 |
| A | | 4,77 | 0,30 | 5,97 | 5,80 | 3,27 | 0,78 | 12,54 | 21,57 | 35,10 | 5,77 | 52,14 | |
| B | | 4,30 | 1,00 | 6,70 | 3,30 | 0,90 | 0,34 | 10,34 | 2,30 | 28,10 | 5,60 | 35,20 | |
| A | | 4,70 | 0,50 | 6,23 | 5,60 | 3,40 | 0,69 | 12,52 | 14,50 | 37,10 | 5,70 | 49,33 | |
| B | | 4,20 | 1,20 | 6,20 | 2,70 | 1,40 | 0,19 | 9,09 | 1,00 | 25,70 | 5,70 | 31,79 | |
| A | | 4,87 | 0,20 | 6,57 | 5,57 | 3,40 | 0,60 | 12,73 | 12,60 | 31,10 | 5,63 | 48,41 | |
| B | | 4,50 | 0,60 | 7,80 | 3,20 | 2,00 | 0,27 | 11,27 | 2,50 | 25,10 | 5,40 | 30,79 | |

¹ determinação por resina de troca aniônica

ANEXO 2 – Croqui da área experimental na Fazenda Escola “Capão da Onça”, UEPG,
Ponta Grossa, PR, 2002/03



ANEXO 3 – Resultados das análises de variância e coeficiente de variação e média geral para biomassa vegetal aérea, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) da aveia preta + azevém, Ponta Grossa, PR, 2003.

| Fator de Variação | G.L. | QUADRADO MÉDIO ¹ | | | | |
|--------------------|------|-----------------------------|---------------------|----------|---------------------|---------------------|
| | | biomassa | P | K | Ca | Mg |
| Blocos | 3 | 0,039 | 0,054 | 0,065 | 0,046 | 0,025 |
| Tratamentos | 7 | 0,464 ** | 0,520 ** | 0,767 ** | 0,527 ** | 0,540 ** |
| Erro | 21 | 0,031 | 0,034 | 0,045 | 0,024 | 0,026 |
| Épocas | 5 | 0,468 ** | 1,810 ** | 9,560 ** | 0,377 ** | 0,675 ** |
| Trat.X Épocas | 35 | 0,004 ** | 0,009 ^{ns} | 0,029 ** | 0,006 ^{ns} | 0,007 ^{ns} |
| Erro | 120 | 0,001 | 0,008 | 0,011 | 0,005 | 0,006 |
| Total | 191 | | | | | |
| C V | | 7,95% | 12,67% | 11,56% | 6,71% | 12,72% |
| Média ¹ | | 0,482 | 0,922 | 1,092 | 0,612 | 0,482 |

¹ os dados são valores transformados por equação logarítmica

^{ns} não significativo ao nível de 5% de probabilidade

** significativo ao nível de 1% de probabilidade